

Universidad Pública de Navarra

Nafarroako Unibertsitate Publikoa

**ESCUELA TECNICA SUPERIOR
DE INGENIEROS AGRONOMOS**

***NEKAZARITZAKO INGENIARIEN
GOI MAILAKO ESKOLA TEKNIKO***

**REVISIÓN DEL ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA COMO HERRAMIENTA DE
EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES**

presentado por

PAULA RESANO GOIZUETA -k

aurkeztua

**GRADO EN INGENIERÍA AGROALIMENTARIA Y DEL MEDIO RURAL
*GRADUA NEKAZARITZAKO ELIKAGAIEN ETA LANDA INGURUNEAREN INGENIARITZAN***

Mayo, 2019 / *Urtea, hilabetea*

Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos
Nekazaritza Ingeniarien Goi Mailako Eskola Teknikoa

Edificio de Los Olivos / Olibondoak eraikina
Campus de Arrosadia / Arrosadiko Campusa
31006 - Pamplona-Iruñea
Tel. (+34) (+34) 948 16 9185
Fax. (+34) (+34) 948 16 9187
etsia@unavarra.es

upna

Universidad Pública de Navarra
Nafarroako Unibertsitate Publikoa

El Trabajo Fin de Estudios titulado:

Grado amaierako lan hau:

Revisión del Análisis del Ciclo de Vida como herramienta de evaluación de impactos ambientales.

Presentado por:

Nork aurkeztua:

Paula Resano Goizueta

Para optar al Grado en:

Grado hau eskuratzeko:

Ingeniería Agroalimentaria y del Medio Rural

Ha sido realizado en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de la Universidad Pública de Navarra, en el Departamento de:

Nafarroako Unibertsitate Publikoko Nekazaritza Ingeniarien Goi Mailako Eskola Teknikoko sail honetan:

Ingeniería

Bajo la dirección del Dr./Dra.

Noren zuzendaritzapean:

Andrés Seco Menejes

En Pamplona, el día:

Iruñean, egun honetan:

20 de Mayo de 2019

Fdo./Stua.:

Fdo./Stua.:

Estudiante / ikaslea

Director/a / zuzendaria

RESUMEN

En el presente Trabajo Técnico se ha llevado a cabo un análisis y revisión críticos del marco metodológico del Análisis del Ciclo de Vida como herramienta de evaluación de impactos ambientales con el objetivo de determinar los puntos fuertes y débiles de esta nueva metodología de análisis de impactos. Para ello se llevaron a cabo una revisión bibliográfica del estado del arte, normativa y documentación técnica para después aplicarlos a un caso práctico de ACV de lana de roca mediante el programa informático SimaPro. La Unidad Funcional empleada fue: F.U. (kg) = $R \times \lambda_{\text{diseño}} \times d \times A$ (donde $R = 1 \text{ m}^2 \text{ (K/W)}$) y los límites del sistema fueron *puerta-puerta*. De forma que se analizaron los impactos de la producción de 1,08 kg de lana de roca empaquetados cuyos datos se obtuvieron de un conjunto de datos desarrollado por Ecoinvent. Al llevar a cabo el caso práctico y la revisión bibliográfica se concluyó que existe una falta de estandarización y normalización del marco metodológico del ACV generalizada, en especial en lo que a la selección de los límites del sistema, Unidad Funcional, categorías de impacto y modelos de cálculo se refiere. Además, las mejores opciones de modelos de cálculo disponibles presentan muchos problemas de cálculo que el usuario debe solucionar por si mismo. A pesar de los problemas analizados, también se llegó a la conclusión de que el ACV es una herramienta con mucho potencial para ser empleada en la evaluación de impactos ambientales dado que su marco teórico presenta unas características intrínsecas que la hacen más adecuada que otros análisis ambientales.

PALABRAS CLAVE: Análisis del Ciclo de Vida, ACV, evaluación de impactos ambientales, aislantes térmicos, lana de roca.

ABSTRACT

In the following undergraduate thesis, a critical analysis and review about the Life Cycle Assessment have been carried out with the aim of determining the strengths and weaknesses of the analysis as a tool for environmental impact assessment. For this purpose, a literature review of the state of the art, current regulation and technical documentation was performed and then applied to a practical case. The practical case consisted in a LCA of rock wool thermal insulation developed within SimaPro software. The Functional Unit used was: F.U. (kg) = $R \times \lambda_{\text{design}} \times d \times A$ (where $R = 1 \text{ m}^2 \text{ (K/W)}$) and the system boundaries were *gate to gate*. Hence, 1,08 kg of packed rock wool were analyzed. The inventory was obtained from Ecoinvent database. Finally, the results showed a clear lack of standardization in the LCA methodological framework, especially in the selection of the system boundaries, Functional Unit, impact categories and characterization methods. In addition, as far as available characterization methods are concern, many of them have methodological problems which have to be solved by the user itself. Nonetheless, the theoretical framework of the LCA has intrinsic features which make it more suitable for environment assessments than other analysis.

KEY WORDS: Life Cycle Assessment, LCA, environmental impact assessment, thermal insulation, rock wool.

LISTA DE ABREVIATURAS

ACV. Análisis del Ciclo de Vida.

CCA. Carga Crítica de Acidez.

CED. Cumulative Energy Demand. Es un modelo de cálculo “single issue” del EICV que cuantifica los consumos energéticos de un sistema de producto.

CFC. Clorofluorocarbonos.

CML-IA. Modelo de cálculo del EICV.

COV. Compuestos orgánicos volátiles.

COVNM. Compuestos orgánicos volátiles no metánicos.

DAP. Declaración Ambiental del Producto. Se trata de un tipo de certificación ambiental dentro de la colección de normas ISO 14000.

DBO. Demanda Biológica de Oxígeno

DQO. Demanda Química de Oxígeno

EICV. Evaluación del Inventario del Ciclo de Vida. Es la tercera fase del Análisis del Ciclo de Vida y abarca el cálculo de impactos.

eq. Equivalentes

FU. Unidad Funcional

GEI. Gases de Efecto Invernadero.

GTP. Siglas en inglés del factor de caracterización Global Temperature Potential.

GWP. Siglas en inglés del factor de caracterización Potencial de Calentamiento Global.

HCFC. Hidroclorofluorocarbono

ICV. Análisis del Inventario del Ciclo de Vida. Es la segunda fase del Análisis del Ciclo de Vida. En ella se recopilan los datos de entradas y salidas del sistema. No debe confundirse con los estudios de inventario del ciclo de vida cuyas siglas son también ICV.

ILCD. International Reference Life Cycle Data System. Sistema de datos y manuales desarrollado por la Plataforma Europea de Análisis del Ciclo de Vida, perteneciente al Centro Común de Investigación de la Comisión Europea.

IPCC. Panel Intergubernamental de expertos en Cambio Climático.

ODP. Siglas en inglés del factor de caracterización Potencial de Destrucción de Ozono.

OMM. Organización Meteorológica Mundial.

ReCiPe. Modelo de cálculo de EICV.

TRACI. Modelo de cálculo de EICV denominado Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
1.1. INTRODUCCIÓN	1
1.1.1. <i>Las fases del ACV</i>	8
1.1.1.1. Definición del objetivo y el alcance.....	8
1.1.1.2. Análisis del inventario del ciclo de vida	10
1.1.1.3. Evaluación del inventario del ciclo de vida	10
1.1.1.4. Interpretación del ciclo de vida	12
1.1.1.5. Revisión crítica	12
1.2. OBJETIVO Y ALCANCE DEL TRABAJO TÉCNICO	12
2. MATERIALES Y MÉTODOS	13
2.1. MATERIALES	13
2.1.1. <i>Revisión Bibliográfica</i>	13
2.1.2. <i>Software SimaPro y bases de datos</i>	13
2.2. MÉTODOS.....	15
2.2.1. <i>Metodología del Trabajo Técnico</i>	15
2.2.2. <i>Metodología del caso práctico</i>	15
2.2.2.1. Definición de la Unidad funcional y el flujo de referencia.....	15
2.2.2.2. Definición de los límites del sistema	16
2.2.2.3. La selección de las categorías de impacto y modelos de cálculo.....	16
2.2.2.4. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría Calentamiento Global.....	16
2.2.2.5. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría Reducción de la capa de ozono	17
2.2.2.6. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría Formación de smog fotoquímico.....	17
2.2.2.7. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría de impacto Acidificación terrestre	17
2.2.2.8. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría Eutrofización terrestre y de agua dulce	17
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	17
3.1. LA UNIDAD FUNCIONAL	17
3.2. LOS LÍMITES DEL SISTEMA	20
3.3. LA SELECCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO.....	23
3.4. LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO Y LOS MODELOS DE CÁLCULO.....	24
3.4.1. <i>Calentamiento Global</i>	25
3.4.1.1. El problema ambiental en el contexto del ACV	25
3.4.1.2. El modelo de cálculo	27
3.4.2. <i>Reducción de la capa de ozono</i>	30
3.4.2.1. El problema ambiental en el contexto del ACV	30
3.4.2.2. El modelo de cálculo	32
3.4.3. <i>Formación de smog fotoquímico</i>	33
3.4.3.1. El problema ambiental en el contexto del ACV	33
3.4.3.2. El modelo de cálculo	34
3.4.4. <i>Acidificación terrestre</i>	36
3.4.4.1. El problema ambiental en el contexto del ACV	36
3.4.4.2. El modelo de cálculo	38
3.4.5. <i>Eutrofización</i>	40
3.4.5.1. El problema ambiental en el contexto del ACV	40
3.4.5.2. El modelo de cálculo	41
3.5. EL PROCESO DE CLASIFICACIÓN DE LA EICV	45
4. CONCLUSIONES	47
5. BIBLIOGRAFÍA	50

ANEXO I. LA FASE DE DEFINICIÓN DEL ALCANCE Y EL OBJETIVO DEL ACV.....	1
1. INTRODUCCIÓN	1
2. DEFINICIÓN DE LA UNIDAD FUNCIONAL.....	1
3. LOS LÍMITES DEL SISTEMA.....	2
4. BIBLIOGRAFÍA	7
ANEXO II. LAS FUENTES DE DATOS PARA EL ICV.	1
BIBLIOGRAFÍA	1
ANEXO III. EVALUACIÓN DEL INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA.	1
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ELECCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO	3
2.1. LA SELECCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO Y LOS ENFOQUES MIDPOINT Y ENDPOINT	3
2.2. LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO	6
3. CLASIFICACIÓN	9
4. LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO Y SUS MODELOS DE CARACTERIZACIÓN	10
4.1. CAMBIO CLIMÁTICO/CALENTAMIENTO GLOBAL	10
4.1.1. <i>La categoría de impacto</i>	10
4.1.2. <i>Indicador de categoría</i>	12
4.1.3. <i>Caracterización (factores de caracterización) y modelos</i>	12
4.1. REDUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO	14
4.1.3. <i>La categoría</i>	14
4.1.4. <i>Indicador de categoría</i>	15
4.1.5. <i>Caracterización (factor de caracterización) y modelos</i>	15
4.2. FORMACIÓN DE SMOG FOTOQUÍMICO	16
4.3.1. <i>La categoría</i>	16
4.3.2. <i>Indicador de categoría</i>	18
4.3.3. <i>Caracterización (factores de caracterización) y modelos</i>	18
4.4. ACIDIFICACIÓN	19
4.4.1. <i>La categoría</i>	19
4.4.2. <i>El indicador de categoría</i>	21
4.4.3. <i>Caracterización (factores de caracterización) y modelos</i>	22
4.5. EUTROFIZACIÓN	22
4.5.1. <i>La categoría</i>	22
4.5.2. <i>El indicador de categoría</i>	24
4.5.3. <i>Caracterización (factores de caracterización) y modelos</i>	24
5. BIBLIOGRAFÍA	26
ANEXO IV. RESULTADOS DE LA EICV DEL CASO PRÁCTICO	1

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1. Introducción

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una metodología desarrollada para evaluar los potenciales impactos ambientales de un producto o servicio desde la adquisición de las materias primas hasta el fin de su uso, o como se denomina en el lenguaje del ACV analizar los impactos de un producto o servicio desde *la cuna a la tumba*. Esta característica es una de las que permite distinguir al ACV de otros estudios ambientales como el Estudio de Impacto Ambiental (EsIA). Por el contrario, como se verá más adelante, aunque lo ideal y teórico es que se realice el ACV de *la cuna a la tumba*, la mayoría de las veces no se procede de tal modo.

El análisis por tanto estudia los posibles impactos de un producto y/o servicio a lo largo de las diferentes fases de su ciclo de vida: extracción de materias primas, transporte, fases de producción, ensamblaje, uso, puesta en obra, mantenimiento durante el uso, demolición, deposición en vertedero, revalorización energética, reciclaje... Por tanto, no solo permite evaluar las fases productivas que impactan negativamente en el medio ambiente, sino que también permite incluir aquellas como el reciclaje que atenúan los impactos negativos.

El ACV facilita la toma de decisiones tanto para determinar puntos críticos de control en la gestión medioambiental de los sistemas productivos, como a nivel de diseño de productos (en especial en el ecodiseño) para identificar los puntos sosteniblemente débiles y enfocar el diseño para evitarlos o disminuirlos.

Téngase en cuenta que en la definición dada de ACV se especifica que se evalúan impactos potenciales, no reales. Un impacto siempre por definición está relacionado con una causa. Los impactos medioambientales de un sistema de producto tienen su causa en las entradas y salidas de materias y energía del sistema. Estas entradas y salidas con sus consecuentes impactos rara vez pueden asociarse a un emplazamiento y calcularse la magnitud real de estos. Por esta razón la normativa vigente deja claro qué son impactos potenciales, con posibilidades altas de ocurrir, pero no tienen porqué ser los que realmente se producen.

A diferencia del Estudio de Impacto Ambiental (EsIA), el ACV presenta un enfoque holístico, no se analizan las partes o elementos de un producto y/o servicio, se realizan Análisis del Ciclo de Vida de sistemas de productos. Es decir, se estudian las partes del sistema de producto en conjunto, a nivel de sistema, teniendo en cuenta también sus interacciones con la tecnosfera y biosfera.

Adicionalmente, el EsIA no hace uso del concepto de Unidad Funcional, la principal diferencia entre el ACV y el EsIA. Mediante la Unidad Funcional se relacionan todos los *input* y *outputs* del sistema a una unidad determinada que representa las funciones que desempeña el producto a evaluar. La Unidad Funcional permite que el ACV sea una herramienta útil para comparar el comportamiento medioambiental de diferentes productos de una manera objetiva.

Muchos programas informáticos e instituciones que desarrollan metodologías de ACV se centran en la actualidad en herramientas para otros análisis de sostenibilidad medio ambiental como pueden ser la Huella Ecológica o Huella Hídrica. Junto con la conocida Huella de Carbono, estos indicadores de sostenibilidad no deben confundirse con el ACV aunque se calculen para el ciclo de vida completo de un producto. El ACV consiste en evaluar los

numerosos impactos que tiene un producto o servicio: acidificación, destrucción de la capa de ozono, agotamiento de recursos...

En cambio, la Huella de Carbono es un indicador que calcula todas las emisiones de GEI de un producto, servicio, empresa... recopilando todos los consumos directos e indirectos de materias y energía para después traducirlos en kg de CO₂ equivalentes (Calatrava-Requena, 2012). Podríamos decir que la Huella de Carbono solo nos permite conocer la magnitud de impacto de las emisiones de CO₂ del producto. Siempre podremos incluirla en un estudio ACV, pero no se trata de un ACV por sí sola, ya que la filosofía del ACV tiene como objetivo conocer todos y cada uno de los impactos ambientales de los sistemas de producto, uno no es suficiente.

En segundo lugar, la Huella Hídrica es un indicador que ha formado parte del ACV desde sus comienzos, pero hasta ahora no se le había prestado mucha importancia. Klöpffer (2014) sugiere que quizás es debido a que en los países donde se desarrolló el ACV no existían problemas de escasez de agua dulce. Este indicador medioambiental mide el agua que se consume en el ciclo de vida de un producto o servicio. Al igual que la Huella de Carbono, solo hace referencia a un problema medioambiental, el consumo de recursos, en este caso de agua dulce. Ello no quiere decir que no sea una herramienta que hoy en día se haya ganado el interés de la comunidad científica mejorándose cada vez más su metodología (Borsato et al., 2019; Burszta-Adamiak y Fiałkiewicz, 2018; De Girolamo, Miscioscia, Politi, y Barca, 2019; Haie, Freitas, y Pereira, 2018; Le Roux, van der Laan, Gush, y Bristow, 2018; MTHIMKHULU, 2018; Safitri et al., 2018; Varriale, 2018; Wang et al., 2019). Consecuentemente muchas herramientas de programas informáticos como Gabi y SimaPro la incluyen entre sus prestaciones.

Por último, la Huella Ecológica resume el impacto medioambiental que ejerce una comunidad al satisfacer sus necesidades de cobijo, alimentación, ropa, productos y servicios, expresado en superficie ecológicamente productiva necesaria para producir los recursos consumidos y absorber los residuos generados por un ciudadano medio (Calatrava-Requena, 2012). Este indicador contempla un mayor número de problemas medioambientales y los expresa en una unidad común. Esta es una de las líneas de desarrollo futuras del ACV, simplificar el ACV a una única categoría de impacto que globalice todas las demás (Klöpffer, 2014).

Expuesto lo anterior, el ACV puede parecer un análisis muy completo sobre la sostenibilidad de un producto, aunque en realidad solo cuantifica la dimensión ecológica del concepto de sostenibilidad. En consecuencia, no debe concebirse el ACV como una herramienta de análisis de sostenibilidad, ya que efectivamente excluye las dimensiones social y económica del concepto sostenibilidad (Figura 1). Por lo que no es posible a partir de los resultados de un ACV definir un producto o servicio como sostenible o no. Esta exclusión fue intencionada para simplificar el método (Curran, 2014). Esto no debe ser visto como una limitación del ACV, ya que su objetivo es solo evaluar el desempeño medioambiental de un producto. Por ende, como se expone más adelante, el método de por sí presenta muchos problemas solo considerando la dimensión ecológica.

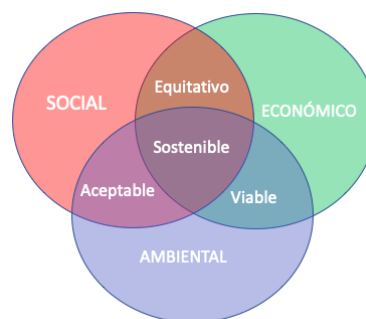


Figura 1. Las tres dimensiones de sostenibilidad.

En un futuro puede ser posible desarrollar un único análisis que satisfaga el triángulo de sostenibilidad al completo. De hecho, dentro de la comunidad científica comienza a hablarse

del Análisis de la Sostenibilidad en el Ciclo de Vida (ASCV). Análisis que evalúa todos los impactos tanto medioambientales, como sociales y económicos del ciclo de vida de un producto combinando tres análisis distintos: el Análisis del Ciclo de Vida (ACV), el Análisis Social del Ciclo de Vida (ACV-S) y Análisis del Coste del Ciclo de Vida (ACCV) (Yahong Dong y Thomas Ng, 2016; Fauzi, Lavoie, Sorelli, Heidari, y Amor, 2019; Hösel, Hesse, y Pestinger, 2019; UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2011). Por el contrario, es posible que este análisis al tener mayor alcance y ámbito de aplicación presente más problemas metodológicos.

En sus orígenes los ACV comenzaron como Análisis de Perfil Ambiental, llevados a cabo en los años 70 por el Midwest Research Institute en los Estados Unidos (Klöpffer y Grahl, 2014). Los primeros ACV se centraban en el consumo de recursos y energía de los sistemas de producto más que en lo que a contaminación se refiere. Los ACV iniciales se conocen en la actualidad como Estudios del Inventario del Ciclo de Vida (ICV), estudios que solo contemplan las fases de Definición de los Objetivos y Alcance, Inventario del Ciclo de Vida e Interpretación. El ACV por otro lado incluye además una fase muy importante, la Evaluación del Inventario del Ciclo de Vida (EICV) donde se evalúan los impactos. Dado que la terminología es muy similar se confunden habitualmente el Estudio del Inventario del Ciclo de Vida con la fase del Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (ICV) del ACV.

Los hechos que dieron lugar a los primeros esbozos de ACV fueron el creciente problema de gestión de residuos el cual impulsó la investigación sobre embalajes (los primeros ACV se realizaron sobre embalajes) y la crisis del petróleo de 1973, que apremió a los investigadores a desarrollar metodologías para analizar los consumos energéticos de los productos (Klöpffer y Grahl, 2014).

De hecho, el modelo Cumulative Energy Demand (CED) el cual sirve para calcular el consumo de fuentes de energía renovables, consumo de combustibles fósiles y energía nuclear a lo largo de todas las fases del ciclo de vida de un producto, fue de los primeros cálculos que incluían los ACV. A pesar de ser un modelo que únicamente analiza un único impacto ambiental (consumo de recursos) ya que solo contabiliza consumos, sigue siendo una fuente de información valiosa porque permite conocer el consumo energético del producto, y por ello hoy en día sigue siendo parte de muchos ACV.

Con el tiempo el marco metodológico del ACV fue desarrollándose poco a poco. El primer intento por armonizar y estandarizar el ACV lo llevó a cabo la Sociedad de Toxicología Medioambiental y Química (SETAC de las siglas en inglés) en los años noventa. Definieron el ACV con 4 fases:

- Definición de los objetivos y alcance
- Análisis del Inventario. Teniendo en cuenta el consumo de materias primas y energía, proceso de manufacturación, uso y fin de vida útil
- Análisis de Impactos. Teniendo en cuenta impactos sobre la Salud Ecológica, la Salud Humana y el Agotamiento de Recursos
- Estudio de Mejoras (Klöpffer, 2014)

La SETAC actualmente es una de las principales organizaciones no gubernamentales que más ha impulsado el ACV y más se pronuncia sobre el tema con la publicación de numerosos manuales, revisiones y guías, junto con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente formando la UNEP/SETAC Life Cycle Initiative desde el año 2002.

También la Unión Europea creó la Plataforma Europea para el Análisis del Ciclo de vida y ha publicado numerosos manuales y datos de libre uso para el desarrollo de políticas públicas («EPLCA – European Platform on LCA-About us», s. f.).

Después del primer intento por establecer unos estándares llevado a cabo por la SETAC, la Organización Internacional de Estandarización (ISO en sus siglas en inglés) publicó las primeras normas en materia de ACV:

- ISO 14040:1997. *Environmental management. Life cycle assessment. Principles and framework.*
- ISO 14041:1998. *Environmental management. Life cycle assessment. Goal and scope definition and inventory analysis.*
- ISO 14042:2000. *Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle impact assessment.*
- ISO 14043:2000. *Environmental management. Life cycle assessment. Interpretation.*

En la actualidad solo encontramos vigentes las siguientes normas:

- UNE-EN ISO 14040:2006. *Gestión Medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y Marco de Referencia.* En ella se introduce la filosofía del ACV donde se explican los principales conceptos del análisis.
- UNE-EN ISO 14044:2006. *Gestión Medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y Directrices.* Norma en la cual se describe todo lo que debe cumplir un ACV.

La UNE-EN ISO 14044:2006 sustituye a las EN ISO 14040:1997, EN ISO 14041:1998, EN ISO 14042:2000 y EN ISO 14043:2000.

El principal cambio que introdujo la ISO fue sustituir la fase de Estudio de Mejoras, por la fase de Interpretación. La principal razón fue el miedo de la industria a que un estudio de mejoras o alternativas se convirtiera en una parte obligatoria del ACV. Y por otro lado el hecho de no limitar las aplicaciones del ACV a únicamente la mejora de productos y servicios. (Klöppfer, 2014). De hecho, el ACV presenta las siguientes aplicaciones entre otras:

- Apoyo en el desarrollo de políticas públicas medioambientales
- Desarrollo y mejora de productos medioambientalmente más sostenibles
- Marketing
- Apoyo en el cumplimiento de la legislación vigente

Una segunda novedad que introdujo la nueva normativa fue enfatizar el carácter iterativo del ACV (Figura 2). Ello implica que durante el desarrollo del ACV pueden modificarse otras fases anteriores si es necesario. Por ejemplo, si analizando los resultados del ACV y vemos que son necesarios otros impactos distintos a los definidos en la primera fase del ACV (Definición del Alcance y Objetivo), podemos reescribir el Alcance y Objetivo con los nuevos condicionantes. Lo mismo ocurre con el resto de fases.

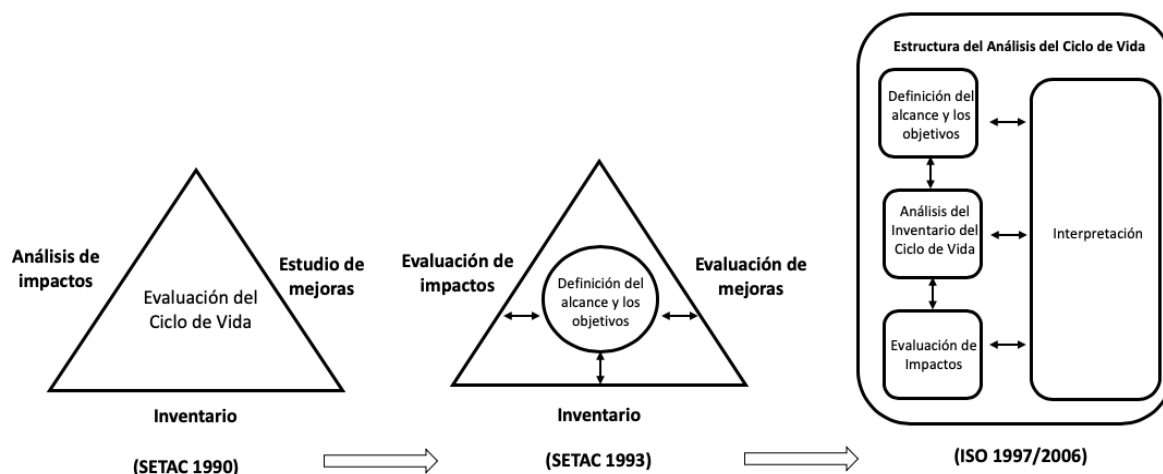


Figura 2. Evolución de la estructura del ACV. Nota Fuente: Adaptado de Curran, M.A. (2014) Strengths and Limitations of Life Cycle Assessment. En W. Klöpffer. (Ed.), Background and future prospects in Life Cycle Assessment (p. 193). Springer Netherlands.

En 2001 La Comisión Europea redactó el Libro Verde sobre la Política de Productos Integrada (PPI). Un Libro Verde es un informe publicado por la Comisión Europea para generar un debate sobre un tema en concreto que posteriormente pueden dar origen a desarrollos legislativos en los denominados Libros Blancos («Glosario de las síntesis - EUR-Lex», s. f.). El Libro Verde sobre PPI se redactó con el objetivo de promover el mercado de los productos y servicios ecológicos. Por aquel entonces se señalaban al ACV y a los Inventarios de Ciclo de Vida como las mejores herramientas para generar y publicar información sobre el impacto ambiental de productos y servicios (« Síntesis de la legislación de la UE -EUR-Lex », s. f.).

El potencial éxito del ACV como una herramienta de evaluación ambiental yace en que se puede aplicar a cualquier sistema de producto o servicio del que se dispongan los suficientes datos, además de la posibilidad que ofrece de comparar los resultados de diferentes sistemas. Por el contrario, a pesar de la normativa existente, sigue habiendo una falta considerable de estandarización que ha suscitado críticas hacia la herramienta ACV, como por ejemplo generar resultados distintos para productos similares (Curran, 2014). Presenta además otros muchos problemas, que se discutirán en la presente memoria, tanto para el usuario aficionado como para el experto durante su uso, razón igual por la que no termina de tener éxito al 100% de su potencial.

Al fin y al cabo, el ACV es un análisis muy joven, la primera normativa para estandarizarlo se desarrolló en los 90, hace solo 22 años. En consecuencia, aunque se ha desarrollado mucho, aún se encuentra en una fase incipiente y de ahí que tenga todavía muchos problemas metodológicos. No se trata todavía de una herramienta habitual en la gestión de las empresas, aunque poco a poco gana más adeptos.

Basanez, de Alegria, de Basurto e Insunza (2018) realizaron en 2018 una encuesta a 153 compañías vascas en posesión de algún tipo de certificación ambiental y con un mínimo 10 empleados sobre si usaban el ACV, sus conocimientos sobre la herramienta y los beneficios que obtenían de ella. Los resultados de la encuesta son relevantes dado que en el País Vasco han sido desarrolladas muchas políticas y estrategias ambientales. De las 153 compañías, solo 39 respondieron usar el ACV, 67 desconocían la herramienta y finalmente 47 la conocían, pero no la empleaban en la compañía. Los resultados reflejaron además que la implementación del ACV estaba ligada a empresas con mayor número de empleados (Figura 3).

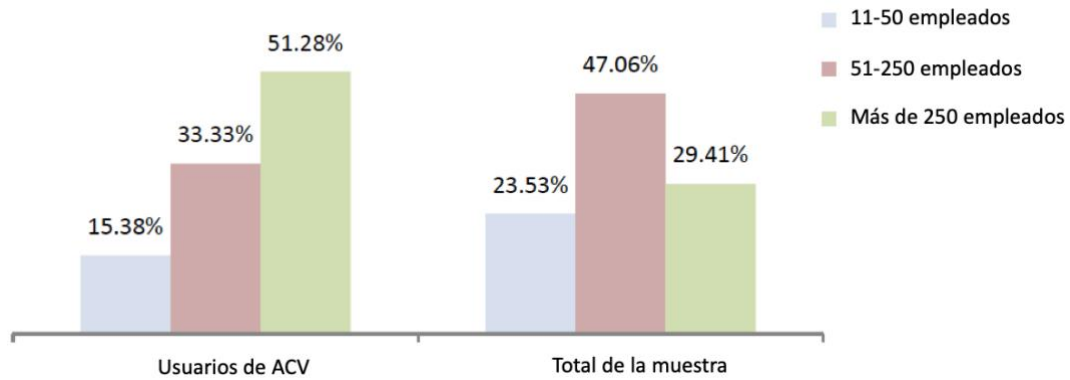


Figura 3. Distribución por número de empleados. Nota Fuente: Adaptado de Basanez, A., de Alegria, I. M., de Basurto, P. D., e Insunza, G. (2018). Use of life cycle assessment by companies in the Basque region. Results of survey research (p.20). JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 204, 20-32.

Además, la mayoría de las compañías que usaban la herramienta de ACV, tenían implementada algún tipo de certificación medioambiental (Figura 4). Esto puede deberse a que hoy en día el ACV no es una herramienta lo suficientemente madura como para poder certificar la sostenibilidad de una empresa, producto o servicio, por sí sola. De hecho, el 67,66% de las empresas la consideraron una herramienta útil pero que requería estudios complementarios, el 20,51% muy útil y decisiva y solo el 10,26% no decisiva y por tanto inútil (Basanez et al., 2018). Por tanto, podemos decir que mientras se desarrolla, muchas empresas emplean el ACV para cumplir la legislación vigente, como herramienta de apoyo a la gestión medioambiental o como valor añadido requerido por el consumidor o competencia en el mercado principalmente (Figura 5).

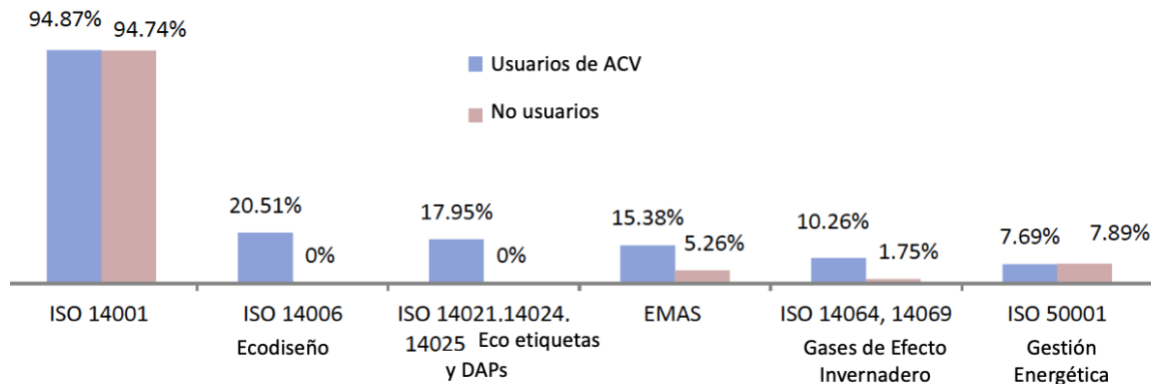


Figura 4. Distribución según las certificaciones ambientales. Nota Fuente: Adaptado de Basanez, A., de Alegria, I. M., de Basurto, P. D., e Insunza, G. (2018). Use of life cycle assessment by companies in the Basque region. Results of survey research (p.24). JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 204, 20-32.

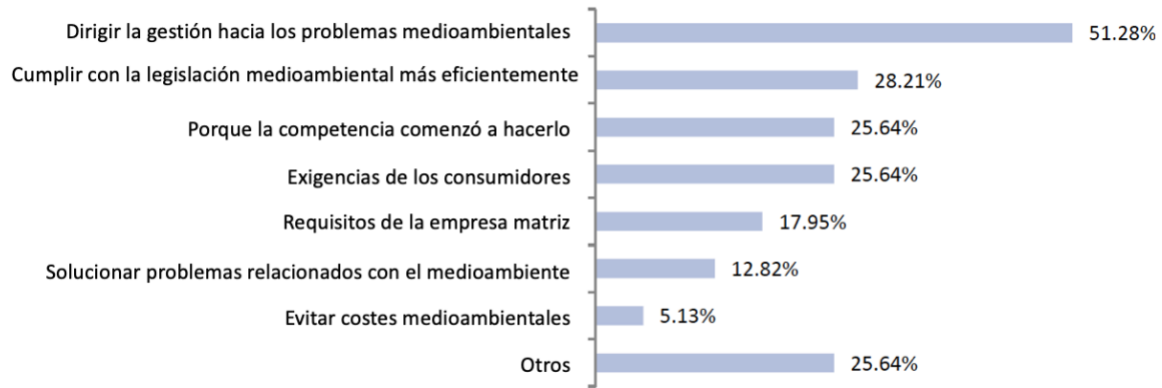


Figura 5. Razones para llevar a cabo un ACV. Nota Fuente: Adaptado de Basanez, A., de Alegria, I. M., de Basurto, P. D., e Insunza, G. (2018). Use of life cycle assessment by companies in the Basque region. Results of survey research (p.25). JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 204, 20-32

Otro potencial del ACV que puede no ser tan obvio, es como herramienta para el desarrollo de políticas públicas. Vedrenne, Pérez, Lumbreras y Rodríguez (2014) realizaron un ACV comparativo de diferentes escenarios donde se sustituían parte o todos los taxis diésel de Madrid por otros modelos más respetuosos con el medio ambiente como coches híbridos o de gas natural. Su objetivo era evaluar el ACV como herramienta de apoyo para el desarrollo de políticas públicas y gestión medioambiental a raíz del Plan de Calidad de aire de la ciudad de Madrid y Cambio Climático. Concluyeron que los impactos generados por la flota de taxis no solo dependían de si se trataban de coche ecológicos o no, sino también de las condiciones de circulación, como la velocidad o tráfico. No podían utilizarse únicamente los resultados del ACV para la toma de decisiones, ya que también debería hacerse un estudio de viabilidad económica. Pero desde luego las medidas a adoptar para disminuir los episodios de contaminación en Madrid, teniendo en cuenta las limitaciones, podían apoyarse en los resultados del ACV.

Para identificar los problemas que podían surgir al tratar de apoyar la toma de decisiones en los resultados del ACV Dong et al. (2018) analizaron cómo se integraban los impactos ambientales de un producto o servicio en la toma de decisiones. Identificaron que el principal problema es la heterogeneidad metodológica del ACV debido al bajo nivel de estandarización. Pero concluyeron que, medioambientalmente hablando, el ACV es la herramienta con el mayor ámbito de aplicación y alcance para evaluar los impactos ambientales de un producto o servicio y por tanto para obtener información sobre el producto. Es decir, se trata del análisis más completo y exhaustivo para evaluar el perfil medioambiental de una empresa, producto o servicio.

Adicionalmente, el ACV también empieza a estar presente en los planes y ofertas de estudios de muchas instituciones académicas. Masanet y Chang (2014) realizaron una encuesta en 2014 a aproximadamente los 2500 alumnos de un curso online de introducción al ACV impartido por la universidad de Yale. Casi el 50% de los alumnos ya habían estudiado conceptos del ACV en sus estudios previos y lo más importante, más del 65% de los encuestados habían oído hablar de él en los medios de comunicación.

Los resultados de la encuesta demostraron que el ACV con el tiempo se está convirtiendo en una herramienta en manos de profesionales de todos los sectores, ya no lo practican solo un grupo reducido de científicos. Los ámbitos académicos a los que pertenecían los encuestados de mayor a menor frecuencia fueron ingeniería, ciencias medioambientales y economía o empresariales. Una prueba clara de la potencial aplicación del ACV en el marketing y gestión

de una empresa. De hecho, casi el 40% de los encuestados pretendían aprender a realizar ACV con el objetivo de aplicarlo como estrategia de negocio (Figura 6).

¿En que aspectos tienes intención de aplicar el ACV? Selecciona 3 opciones.



Figura 6. Porcentaje de respuestas, total N= 897. Nota Fuente: Adaptado de Masanet, E., y Chang, Y. (2014). Who Cares About Life Cycle Assessment? : A Survey of 900 Prospective Life Cycle Assessment Practitioners. Journal of Industrial Ecology, 18(6), 787-791. Recuperado de <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4891293>

Hay por tanto un verdadero interés por parte de estudiantes y profesionales de todos los ámbitos académicos hacia la aplicación del ACV con diversos fines.

A continuación, se describen resumidamente las fases del ACV según la normativa vigente.

1.1.1. Las fases del ACV

Actualmente el ACV cuenta con las siguientes fases:

- Definición del objetivo y el alcance
- Análisis del inventario del ciclo de vida (ICV)
- Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV)
- Interpretación del ciclo de Vida

1.1.1.1. Definición del objetivo y el alcance

En esta fase se establecen los objetivos que se persiguen al realizar el ACV, y que por tanto condicionarán su desarrollo, junto con las limitaciones que tiene el análisis. Por tanto, definir correctamente el alcance y objetivo hará más sencillo de llevar a cabo la recolección de datos necesarios y su respectivo análisis. Permitirá al usuario no perder de vista los objetivos ni las limitaciones durante el desarrollo del ACV y así obtener resultados que los satisfagan.

No se trata de una mera introducción al ACV, es una fase de vital importancia que muchas veces no se le otorga la importancia que merece.

La norma UNE-EN ISO 14040:2006 considera lo siguiente: “El alcance de un ACV, incluyendo los límites del sistema y el nivel de detalle, depende del tema y del uso previsto del estudio. La profundidad y amplitud del ACV puede diferir considerablemente dependiendo del objetivo de un ACV en particular.” (AENOR, 2006a, p.8). Es decir, el usuario tiene libertad de adaptar la

extensión de su análisis de acuerdo con sus objetivos, no debe ceñirse a un alcance y límites establecidos.

Es muy importante por tanto que queden bien definidos qué objetivo y alcance se desean. El usuario debe poder responder a las siguientes preguntas:

- *¿Cuál es el objetivo del estudio?* Por ejemplo, ¿Quiero descubrir qué fases del proceso de elaboración podrían mejorar su impacto ambiental?
- *¿Por qué estoy llevando a cabo el ACV?* Por ejemplo, quiero mejorar el embalaje de mi producto.
- *¿Quién es el destinatario final de mi ACV?* Por ejemplo, ¿Quiero que los consumidores conozcan cómo de sostenible medioambientalmente es mi producto?
- *¿Quiero que mi estudio sirva para comparar mi servicio con otros del mercado?* Por ejemplo, ¿Estoy interesado en diferenciar mi producto de otros del mercado?

Según la normativa vigente los elementos que debe contemplar esta primera fase del ACV son: definición del Objetivo y el Alcance, Unidad Funcional y límites del sistema.

Además, la norma UNE-EN ISO 14044:2006 (AENOR, 2006b) establece que al definir el Objetivo por el cual se lleva a cabo el ACV, se deben definir sin ambigüedades los siguientes aspectos:

- La aplicación prevista
- Las razones para realizar el estudio
- El público previsto, es decir, las personas a quienes se prevé comunicar los resultados del estudio
- Si se pretende utilizar los resultados en aseveraciones comparativas previstas para su divulgación al público.

Por lo que respecta al Alcance del estudio, éste define, entre otros aspectos, en qué punto del sistema empieza el análisis y en qué punto termina. Los límites que se seleccionen pondrán en situación al sistema dentro de la tecnosfera y biosfera (Figura 7) y determinarán de qué procesos elementales se evaluarán los correspondientes impactos. Como se ha mencionado anteriormente la teoría dice que el punto donde debe comenzar el ACV es en la *cuna* del sistema, y donde debe finalizar es en la *tumba* de éste. En la práctica, como se verá más adelante no se procede de tal modo y además no existen unas directrices claras para definir los elementos del objetivo y alcance.

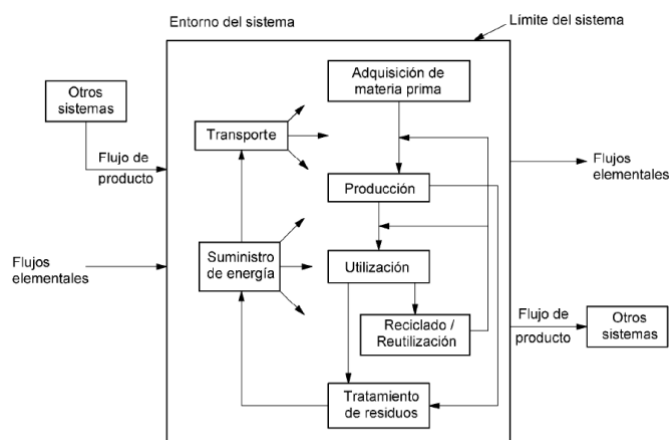


Figura 7. Ejemplo de los límites del sistema y los procesos del sistema de producto que quedan fuera y dentro del análisis. Nota Fuente: AENOR. (2006a). UNE-EN ISO 14040: Gestión medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y Marco de Referencia. Madrid: AENOR

La norma UNE-EN ISO 14044:2006 (AENOR, 2006b, p.15) identifica los siguientes puntos a desarrollar en el Alcance:

- “El sistema del producto bajo estudio
- Las funciones del sistema del producto o, en el caso de estudios comparativos, los sistemas
- La unidad funcional
- Los límites del sistema
- Los procedimientos de asignación
- La metodología de la EICV y los tipos de impactos
- La interpretación de los resultados
- Los requisitos relativos a los datos
- Las suposiciones
- Los juicios de valor y los elementos opcionales
- Las limitaciones
- Los requisitos de calidad de los datos
- El tipo de revisión crítica (si la hay)
- El tipo y formato del informe requerido para el estudio”

La Unidad Funcional, los límites del sistema y los impactos a considerar (metodología de la EICV y tipos de impactos) que se describen en esta primera fase son los aspectos más importantes que definen a un ACV y los puntos a desarrollar más conflictivos donde se suelen cometer muchos errores.

1.1.1.2. Análisis del inventario del ciclo de vida

Durante la segunda etapa del ACV se realiza un inventario de los *inputs* y *outputs* de todos los procesos que componen el sistema de producto que se ha definido en la anterior etapa (Figura 8). Teniendo en cuenta todos los condicionantes y limitaciones definidos. En esta fase es cuando se aplica el concepto de Unidad Funcional ya que se calculan los *inputs* y *outputs* del sistema relativos a ella.

La norma UNE-EN ISO 14040:2006 (AENOR, 2006a) distingue las siguientes clases de entradas y salidas:

- Las entradas de energía, de materia prima, entradas auxiliares, otras entradas físicas,
- Los productos, coproductos y residuos,
- Las emisiones al aire, los vertidos al agua y suelo, y otros aspectos ambientales.

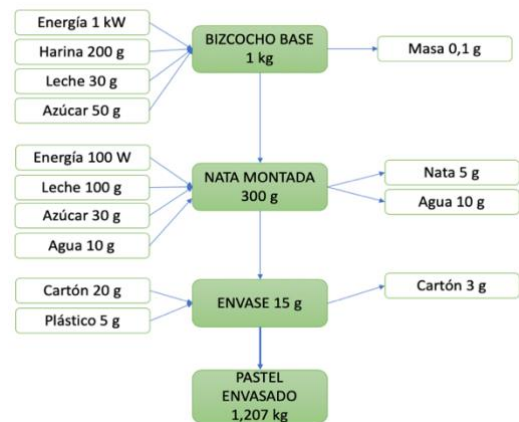


Figura 8. Ejemplo de *inputs* y *outputs* de un sistema productivo donde se producen pasteles envasados. Se han calculado todas las materias y energía necesarias para la producción de 1,20 kg de pastel envasado.

1.1.1.3. Evaluación del inventario del ciclo de vida

En esta fase del ACV se relacionan los resultados del Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (ICV) con los potenciales impactos ambientales que pueden producir. A su vez se divide en 3 fases obligatorias:

1. Selección de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos de caracterización.
2. Asignación de resultados del ICV a las categorías de impacto seleccionadas (clasificación).
3. Cálculo de los resultados de indicadores de categoría (caracterización).

En primer lugar, se seleccionan qué problemas ambientales (eutrofización, acidificación, toxicidad humana, etc.) vamos a evaluar y de qué indicadores ambientales y modelos de cálculo vamos a servirnos para ello. En segundo lugar, se realiza la fase de clasificación, donde los *inputs* y *outputs* recopilados durante la segunda fase del ACV, Análisis del Inventario del Ciclo de Vida, se relacionan con sus respectivos aspectos ambientales donde se considera que tienen efecto, el CO₂ se asocia al cambio climático, por ejemplo.

Las categorías y cálculos dependen de un modelo de caracterización desarrollado por una institución, elegir una categoría en concreto o un indicador llevará a la elección del resto de elementos. Por último, se lleva a cabo el cálculo de los resultados para cada problema ambiental a evaluar.

De estas tres fases se extraen los resultados que ha obtenido el producto o servicio para cada una de las categorías de impacto, expresados en forma de indicadores ambientales como pueden ser kg equivalentes de CO₂.

Además de estas 3 fases obligatorias la norma UNE-EN ISO 14044:2006 (AENOR, 2006b) enuncia otras 4 que son opcionales e independientes entre sí:

1. Normalización: cálculo de la magnitud de los resultados de indicadores de categoría en relación con la información de referencia
2. Agrupación: organización y posible clasificación de las categorías de impacto en grupos en base a características comunes.
3. Ponderación: conversión y posible suma de los resultados del indicador a través de las categorías de impacto utilizando factores numéricos
4. Análisis de la calidad de los datos: mejor comprensión de la fiabilidad en la recopilación de los resultados del indicador, y del perfil de la EICV

Estas fases dependen también del modelo de cálculo que se haya escogido para el EICV, hay modelos que incluyen estas opciones y otros no.

De todos los procesos opcionales, la normalización es el que más habitual y la gran mayoría de los modelos de cálculo (ReCiPe, ILCD Midpoint 2011+, CML-IA...) la incluyen. Con ella lo que se busca es poder comprender más fácilmente la magnitud de los resultados de la fase de caracterización referenciándolos a una unidad común. Ya que puede haber muchos resultados y cada uno expresado en unas unidades distintas. Por ejemplo, se suele utilizar el dato de impacto medio por habitante. De forma que todos los impactos se relativizan al impacto medio por habitante, comprendiéndose así mejor la magnitud del impacto. Si hemos contabilizado el

CO₂ emitido en total por un producto, lo podemos comparar con el CO₂ emitido de media por una persona en un país y año determinados.

La Agrupación y Ponderación llevan a simplificar los resultados del ACV en una única puntuación en una escala, simplificando la interpretación de estos. Pero implican juicios de valor y añaden subjetividad a los resultados. La norma UNE-EN ISO 14044:2006 especifica que los ACV cuyo objetivo es realizar comparaciones entre productos deben evitar la Ponderación, afirma que no hay base científica para proceder de tal modo (AENOR, 2006b).

Por último, se recomienda realizar un análisis de la calidad de los datos para conocer la incertidumbre y relevancia de los resultados del EICV. La normativa contempla tres tipos de análisis: análisis de gravedad, de incertidumbre y de sensibilidad.

1.1.1.4. Interpretación del ciclo de vida

En esta última fase de lo que se trata es de que el usuario proporcione una interpretación clara y comprensible de los resultados del ACV, en concordancia con los objetivos y el alcance. De esta forma las partes interesadas en el estudio sin ser necesariamente expertas en la materia podrán comprender los resultados del ACV y qué implicaciones tienen.

La fase se divide en tres acciones:

1. Identificar los puntos reveladores de los resultados del ICV y la EICV
2. Evaluar dichos aspectos significativos teniendo en cuenta las limitaciones y condicionantes expuestas en el alcance, así como los objetivos del estudio
3. Conclusiones, limitaciones y recomendaciones. Por último, se procede al desarrollo de conclusiones, limitaciones y recomendaciones para las partes implicadas en el estudio de acuerdo con los objetivos y el alcance definidos

1.1.1.5. Revisión crítica

Puede existir una última fase en un ACV si los resultados de este van a utilizarse para realizar una comparación entre dos o más productos o servicios de cara al público. Ya en la redacción del Alcance y Objetivo debe especificarse si se requiere una revisión crítica o no y de qué tipo va a ser.

Lo que busca este proceso es revisar si el estudio se ha realizado de acuerdo con la normativa vigente, la adecuación de los datos, fiabilidad de los resultados e interpretaciones. En resumen, que la comparación entre ambos productos sea objetiva. Ya que los resultados van a llegar al público y este debe sacar conclusiones a partir de información fiable.

La revisión puede realizarla un experto que no ha participado en el desarrollo del ACV y ajeno o no a la entidad que encarga el análisis. También puede realizarse mediante un panel de partes interesadas. En este caso un comité compuesto por al menos tres miembros y presidido por un experto externo, es el que lleva a cabo la revisión (AENOR, 2006b).

1.2. Objetivo y alcance del Trabajo Técnico

El objetivo del presente Trabajo Técnico es realizar un análisis crítico de la metodología actual del Análisis del Ciclo de Vida como herramienta de evaluación de impactos ambientales, con

el fin de determinar las principales fortalezas y debilidades que presenta esta nueva metodología de evaluación de impactos, así como las soluciones actualmente disponibles a los problemas a los que se enfrentan los usuarios.

El alcance del trabajo es realizar un análisis crítico de los principales elementos y conceptos del ACV junto con un ACV práctico de un producto, en concreto de aislante térmico de lana de roca con enfoque *puerta-puerta*, concepto que se explica en el Anexo I Apartado 3. *Los límites del sistema*:

- De la primera fase del ACV, definición del Objetivo y el Alcance, se revisarán los conceptos de Unidad Funcional, límites del sistema y elección de las categorías de impacto junto con el correspondiente caso práctico.
- De la segunda fase del ACV, Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (ICV) se revisarán las principales fuentes de datos y se empleará una de ellas para la realización del caso práctico. También se analizarán los principales problemas de esta fase del ACV.
- De la tercera fase del ACV, Evaluación del Inventario del Ciclo de Vida (EICV) se estudiarán los problemas ambientales en el contexto del ACV para comprobar la relevancia ambiental del ACV como herramienta de evaluación ambiental en base a las últimas investigaciones científicas. Es decir, se analizará si los mecanismos ambientales que evalúa son representativos de la realidad. También se realizará un análisis crítico los modelos de cálculo para cada categoría de impacto y se aplicarán al caso práctico.

En el Anexo I en el Apartado 2 y Apartado 3 se proporciona la información adicional sobre los conceptos de Unidad Funcional y límites del Sistema.

En el Anexo II se proporciona información mediante tablas sobre las diferentes bases de datos que se emplean actualmente, entre ellas la empleada en el análisis.

Por lo que respecta al Anexo III, en el Apartado 2 y 3 se trata el proceso de elección de las categorías de impacto y clasificación. En el Apartado 4 del Anexo III se describen los problemas ambientales a evaluar y los modelos de cálculo actuales en el contexto del ACV.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Materiales

2.1.1. Revisión Bibliográfica

Para la revisión crítica de la metodología del ACV se ha llevado a cabo una revisión bibliográfica de los siguientes tipos de fuentes de información:

- Normativa actual sobre ACV
- Documentos y manuales técnicos sobre ACV
- Artículos y estudios científicos

2.1.2. Software SimaPro y bases de datos

Para el caso práctico se emplea el programa informático de Análisis del Ciclo de Vida SimaPro. En concreto la versión 8.5.2.0 con licencia PhD. SimaPro es un software que implementa las últimas metodologías de evaluación de impactos y bases de datos en una misma interfaz. El usuario puede acceder a bases de datos como Agri-footprint o Ecoinvent desde el propio programa y visualizar los diferentes procesos unitarios que albergan las bases. También ofrece la posibilidad de que el usuario desarrolle sus propias bases de datos dentro del programa. Por otro lado, incluye el cálculo de impactos de diferentes problemas ambientales según las diferentes metodologías existentes. Realiza automáticamente los siguientes procesos del EICV: Clasificación, caracterización, normalización y ponderación.

Dado que no se dispone de datos de *input* y *output* del proceso de una empresa particular, se va a utilizar un proceso modelado de una de las bases de datos incluidas en SimaPro.

De todos los conjuntos de datos relacionados con la producción de lana de roca de las bases de datos accesibles desde SimaPro: Ecoinvent 3, Agri-footprint, ELCD, EU & DK Input Output Database, Industry data 2.0, Swiss Input Output Database y USLCI, se ha seleccionado un conjunto de datos visualizable en SimaPro y cuyas características se recogen en la Tabla 1 obtenidas del mismo programa informático.

Tabla 1. Descripción del conjunto de datos utilizado en el análisis	
Base de datos	Ecoinvent. Versión 3.5 (2018)
Nombre de la actividad	Producción de lana de roca empaquetada. “Stone wool, packed {CH}, cut-off, U”
Periodo de validez de los datos	Desde el 01/01/2000 al 31/12/2017
Creador del conjunto de datos	Laboratorios Federales Suizos de Ensayo e Investigación de Materiales
Origen de los datos	Los datos fueron obtenidos en su totalidad de la empresa sueca Flumroc dedicada a la fabricación de lana de roca durante los años 2000-2007. Ecoinvent extrapoló los datos a 2017. La incertidumbre generada se ajustó proporcionalmente.
El proceso	<p>El conjunto de datos incluye las entradas y salidas de los procesos de producción de la lana de roca de puerta a puerta:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fundición de los materiales minerales • Producción de las fibras • Horneado de temple y curado • Procesos internos • Empaquetado final automatizado y procesos administrativos de la empresa <p>El transporte de las materias primas y el consumo energético del horno también se incluyen.</p> <p>La empresa emplea tecnología actual y moderna en el proceso productivo:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se utiliza un horno de fundición de cubilote, y como combustible se usa coque de petróleo. • Las emisiones se reducen con un proceso de post-combustión recuperándose energía.

	<ul style="list-style-type: none"> La división de la emisión total de polvo entre las categorías de tamaños de partículas se basa en una cúpula de lana mineral no controlada (EPA 1998) que sólo representa parcialmente este caso.
El producto final	Láminas de lana de roca empaquetadas listas para su consumo. Este conjunto de datos sirve para lana de roca de diferentes densidades
Nota Fuente: elaboración propia a partir de PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]	

La razón por la cual se ha seleccionado este conjunto de datos es porque era el único cuyo producto final era la lana de roca lista para su consumo (empaquetada) y era el conjunto de datos que más procesos del ciclo de vida de la lana de roca abarcaba. En el Anexo II se puede encontrar más información sobre Ecoinvent y otras fuentes de datos.

2.2. Métodos

2.2.1. Metodología del Trabajo Técnico

Para alcanzar el objetivo del presente Trabajo Técnico, es decir, realizar un análisis crítico de la metodología del Análisis del Ciclo de vida, se han llevado a cabo los siguientes pasos:

1. Revisión bibliográfica en detalle sobre el ACV. Documentos y manuales técnicos, estado de arte, normativa...
2. Elección del sistema de producto objeto del caso práctico de ACV.
3. Definición de los parámetros y características que van a definir el método de ACV del caso práctico. Selección de la Unidad Funcional, límites del sistema y las categorías de impacto y modelos de cálculo.
4. Consulta de las bases de datos disponibles en SimaPro para seleccionar un conjunto de datos adecuado para el análisis.
5. Redefinición de los parámetros y características que van a definir el método de ACV del caso práctico de acuerdo con las limitaciones de los datos disponibles.
6. Cálculo de los diferentes impactos escogidos según diferentes modelos de cálculo.
7. Análisis crítico de los resultados
 - a. Análisis crítico del caso práctico
 - b. Análisis crítico del marco metodológico actual del ACV

2.2.2. Metodología del caso práctico

Para llevar a cabo el ACV de *la puerta a la puerta* del aislante térmico de lana de roca es necesario definir unos parámetros y llevar a cabo los siguientes procesos:

2.2.2.1. Definición de la Unidad funcional y el flujo de referencia

La Unidad Funcional es la representación cuantificable de la función que desempeña el producto a evaluar y se expresa en términos del flujo de referencia. Este parámetro es muy importante en el ACV dado que el cálculo de los impactos del producto se realiza en base a dicho flujo de referencia. En el Anexo I Apartado 2. *Definición de la Unidad Funcional* se explica en más detalle este concepto y los requisitos que debe cumplir según la normativa.

2.2.2.2. Definición de los límites del sistema

Como se explica en el Anexo I. Apartado 3. *Los límites del sistema* durante su definición en la primera fase del ACV, estamos escogiendo de dónde a dónde vamos a analizar los impactos ambientales del sistema de producto. En el caso práctico este proceso ha estado condicionado por el proceso de selección del conjunto de datos de producción de lana de roca. Ha sido necesario adoptar los límites del sistema del conjunto de datos disponible obtenido de SimaPro. La información obtenida sobre el conjunto de datos se ha mostrado en la Tabla 1.

2.2.2.3. La selección de las categorías de impacto y modelos de cálculo

Como se ha explicado, en la primera fase del ACV, cuando se definen los objetivos y el alcance del análisis, deben elegirse los problemas ambientales (i.e. categorías de impacto) a los cuales se va a someter a evaluación el producto. En el Anexo III apartado 2. *Elección de las categorías de impacto*, se describe el proceso de selección de las categorías de impacto y las particularidades de éste.

Por lo que respecta a la normalización explicada anteriormente, en todos los cálculos se va a emplear el conjunto de factores de normalización denominado EU-27 2010 desarrollado por el Instituto de Medioambiente y Sostenibilidad de la Comisión Europea. Los factores de normalización expresan el impacto total ocurrido durante 2010 por habitante europeo teniendo en cuenta la población de 499 millones de habitantes en 2010. Los factores se han calculado a partir de los datos de emisiones, vertidos y residuos recogidos de forma exhaustiva en el territorio de UE-27 durante 2010. En la Tabla 2 se muestran los valores de los factores de normalización para cada categoría.

Tabla 2. *Factores de normalización*

Calentamiento Global	Reducción de la Capa de ozono	Formación de smog fotoquímico	Acidificación terrestre	Eutrofización terrestre	Eutrofización acuática
9,2199 *10 ³ kg eq. de CO ₂ / persona*año	21,5999 * 10 ⁻³ kg eq. de CFC- 11 / persona*año	31,6987 kg eq. de COVNM / persona*año	47,3001 moles de H ⁺ eq. / persona*año	176,0005 moles de N eq. / persona*año	1,4799 kg de P eq. / persona año

Fuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

Al aplicar dichos factores de normalización al resultado obtenido en cada categoría de impacto obtendremos el impacto generado equivalente al causado por x número de personas en un año.

2.2.2.4. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría Calentamiento Global

En el Anexo III Apartado 4.1. *Cambio Climático/calentamiento global*, se describe la categoría Calentamiento Global en contexto del ACV y las características del cálculo del impacto. Como se explica en el Anexo III, existe un consenso general sobre el indicador de categoría y factor de caracterización que emplean los diferentes modelos de cálculo. Se emplean como indicador el forzamiento radiativo y como factor de caracterización uno de los tres GWP desarrollados por el IPCC. Las diferencias entre los modelos residen en cuándo dejan de contabilizar el impacto acumulado de los GEI, a los 20, 100 o 500 años.

En el Anexo III se describen las implicaciones de emplear cada uno de ellos, el GWP₁₀₀, GWP₂₀ o el GWP₅₀₀.

2.2.2.5. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría Reducción de la capa de ozono

Como se explica en el Anexo III Apartado 4.2. *Reducción de la capa de ozono*, para evaluar el impacto en la reducción de la capa de ozono también existe un consenso general sobre qué indicador de categoría y factor de caracterización utilizar. Se emplean como indicador la concentración de ozono estratosférico y como factor de caracterización el ODP desarrollado por la OMM.

2.2.2.6. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría Formación de smog fotoquímico

En el Anexo III Apartado 4.3. *Formación de smog fotoquímico*, se describe el mecanismo ambiental y las características de cálculo más habituales para esta categoría de impacto.

2.2.2.7. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría de impacto Acidificación terrestre

Por lo que respecta a la acidificación se proporciona información sobre el problema ambiental en el ACV y el cálculo del impacto en el Anexo III Apartado 4.4. *Acidificación*. La razón por la cual la acidificación a evaluar es terrestre y no acuática se especifica también en dicho apartado.

2.2.2.8. Definición del procedimiento de Cálculo de la categoría Eutrofización terrestre y de agua dulce

Como se especifica en el Anexo III Apartado 4.5. *Eutrofización*, la categoría de impacto eutrofización se subdivide en dos categorías diferenciadas: eutrofización en ecosistemas terrestres y en ecosistemas acuáticos de agua dulce, dado que son procesos ambientales completamente distintos. En dicho Apartado se describen las particularidades de cálculo y mecanismo ambiental de cada categoría.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. La unidad funcional

A pesar de que la normativa recoge los requisitos de la Unidad Funcional (Anexo I apartado 2. *Definición de la Unidad Funcional*) en la práctica habitualmente no se define correctamente. En el presente caso práctico la Unidad Funcional debe representar la función principal de los aislantes térmicos, que es ofrecer resistencia al flujo de calor permitiendo entre otros aspectos un uso más eficiente del sistema de calefacción de un edificio.

En otros ACV realizados sobre materiales aislantes encontramos diferentes Unidades Funcionales, unas pocas cumplen con los requisitos de la normativa, pero la gran mayoría no. Li et al. (2014) definieron 1 m² de aislante como unidad funcional. Esta unidad funcional no representa correctamente la función que desempeña un aislante térmico. No es comparable el impacto ambiental de 1m² de lana de roca con 1m² de corcho dado que no tienen la misma

resistencia térmica y a efectos de puesta en obra, se usan distintas cantidades de material. Dylewski y Adamczyk (2014) utilizaron en cambio 1 m³ de aislante, unidad que tampoco cumple los requisitos.

Flury y Frischknecht (2012), Lasvaux et al. (2015) y Carabaño (2015) realizaron la comparación del Análisis del Ciclo de Vida de lana de roca y otros materiales aislantes utilizando como Unidad Funcional 1 kg de aislante. Nos encontramos con el problema anterior, la unidad funcional no representa el propósito del producto. 1 kg de cada material tampoco tiene la misma capacidad para aislar. Si se realiza un ACV de 1 kg material aislante de celulosa y 1 kg de lana de roca, la comparación de los resultados no sería objetiva. Adicionalmente al no existir una Unidad Funcional estándar para los aislantes térmicos, si una empresa quiere comparar los resultados del ACV de su producto aislante con otros ACV publicados, a no ser que empleen UF idénticas, no podrá realizarse dicha comparación.

Las anteriores unidades (1 kg, 1m²...) casan mejor con el concepto de Unidad Declarada que presenta la Norma UNE-EN 15804:2012+A1 titulada *Sostenibilidad en la construcción, Declaraciones Ambientales de Producto y Reglas de categoría de producto básicas para productos de construcción*. Dicha norma establece que “la unidad declarada se utiliza en lugar de la unidad funcional cuando no está establecida o se desconoce la función exacta del producto o los escenarios a nivel de edificio.” (AENOR, 2006c, p.19). Es por tanto una unidad que no exige que represente la función del producto. Además “se debe aplicar cuando una DAP cubre una o varias etapas del ciclo de vida” [...] “y cuando la DAP no se base en un ACV "cuna a tumba" completo” (AENOR, 2006c, p.19). De hecho Carabaño (2015) se acoge explícitamente a dicha norma para la elección de la Unidad Funcional que emplea en los ACV de varios aislantes térmicos.

Aquí surge otro problema que se discute en el siguiente apartado, la normativa no exige que el ACV deba realizarse de la *cuna a la tumba*, y de ahí que sea válido emplear el concepto de Unidad Declarada en el ACV que se necesita realizar para la DAP. Ya que como se ha citado, si el ACV no incluye todo el ciclo de vida del producto, pueden emplearse unidades como 1 kg o 1 m³ para realizar la DAP. Pero el hecho de que se pueda emplear la Unidad Declarada en una DAP es una razón por la cual no se debería comparar el comportamiento medioambiental de dos aislantes en base a su DAP si esta emplea la Unidad Declarada, que suele ser lo más habitual. Porque dicha unidad como se ha explicado no cumple con el requisito fundamental de representar la función del producto y la comparación no sería objetiva.

Por el contrario Schmidt et al. (2004), Tingley, Hathway, y Davison (2015) Su, Luo, Li, y Huang (2016) y Hill et al. (2018) propusieron 1 m² de aislante, pero añadieron la condición de que tuviera una determinada resistencia térmica de 1 o 3 m² K/W respectivamente. Con esta Unidad Funcional se tiene en cuenta una propiedad del material ligada a su función de evitar el flujo de calor. De esta forma se podrá realizar una comparación objetiva entre varios materiales. Se tendrá en cuenta que para que 1 m² de aislante tenga una R = 1 m² K/W, cada material tendrá su correspondiente espesor y por tanto masa.

De acuerdo con estos requisitos, para analizar el impacto medioambiental del producto del caso práctico se puede emplear la siguiente Unidad Funcional:

$$F.U. (kg)=R \times \lambda_{\text{diseño}} \times d \times A$$

Donde:

- R: Resistencia térmica, capacidad de un material para oponerse al flujo de calor. Para la unidad funcional se utilizará un valor fijado de $R = 1 \text{ m}^2 \text{ K/W}$
- λ : Conductividad térmica, propiedad física de los materiales que mide la capacidad de conducción de calor. En otras palabras, la conductividad térmica es también la capacidad de una sustancia de transferir la energía cinética de sus moléculas a otras adyacentes o a sustancias con las que está en contacto. En el Sistema Internacional de Unidades la conductividad térmica se mide en $\text{W}/(\text{m} \times \text{K})$
- d: Densidad del material en kg/m^3
- A: Área. Para la unidad funcional se utilizará un valor fijado de $A = 1 \text{ m}^2$

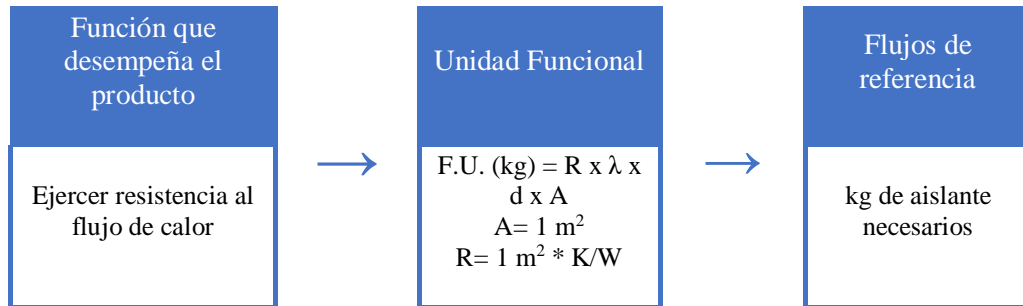


Figura 9. Proceso de definición de la Unidad Funcional y obtención del flujo de referencia.

Dado que el conjunto de datos proporcionado por Ecoinvent no especifica las características técnicas de la lana de roca que modeliza, se toman los valores de un aislante de lana de roca comercial. En la Tabla 3 se muestran la conductividad térmica, densidad del producto y cómo quedaría la unidad funcional descrita anteriormente calculada en términos del flujo de referencia.

Tabla 3. Características técnicas del material aislante y flujo de referencia.

AISLANTE	CONDUCTIVIDAD TÉRMICA (W/ (m*K))	DENSIDAD (kg/m3)	FLUJO DE REFERENCIA (kg)
CROSSROCK 209	0,036	30	1,08

De forma que analizaremos el impacto ambiental de 1,08 kg de lana de roca con una resistencia térmica de $1 \text{ m}^2 \cdot \text{K/W}$ y un área de 1 m^2 .

Efectivamente, así la unidad definida representa la función que desempeña el aislante y el análisis de sus impactos se realizará en base al flujo de referencia, que cuantifica dicha función (Figura 9). Para hacer más gráfico el ejemplo es posible calcular las dimensiones de la lámina de aislante. En la Figura 10 podemos ver un esquema de las dimensiones de la lámina.

$$R = e / \lambda$$

R: Resistencia térmica, en este caso $1 \text{ m}^2 \cdot \text{k/w}$

e: Espesor de la lámina (m)

λ : Conductividad térmica ($\text{W}/(\text{K} \cdot \text{m})$)

$$1 \text{ m}^2 \frac{\text{K}}{\text{W}} = \frac{e}{0,036 \frac{\text{W}}{\text{m K}}}$$

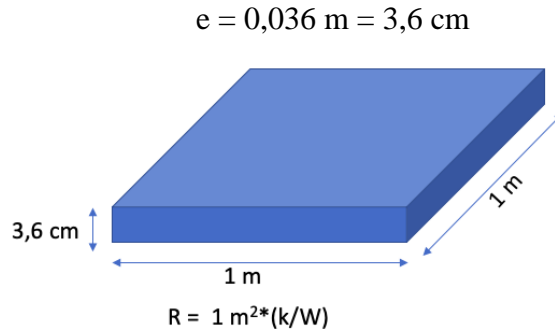


Figura 10. Dimensiones de la lámina de lana de roca para la cual se van a calcular los impactos ambientales.

3.2. Los límites del sistema

En el Anexo I apartado 3. *Los límites del sistema* se define el concepto de límites del sistema y una de las características más importantes y que mejor recogen la filosofía del ACV, el hecho de que se evalúe el producto *desde la cuna a la tumba*.

En el caso práctico deberían incluirse dentro de los límites del sistema todos los procesos del ciclo de vida de la lana de roca, desde la extracción de las materias primas necesarias para su fabricación hasta las fases de fin de vida con la correspondiente gestión de residuos (reciclaje, deposición en vertedero...) o revalorización como materia prima en otro proceso. En la descripción del conjunto de datos (Tabla 1), se especifica que únicamente se incluyen los procesos que se dan durante la producción de la lana de roca, los procesos que se dan en la propia fábrica. No se incluyen las siguientes etapas del ciclo de vida ni sus procesos asociados:

- Extracción y procesamiento de materias primas
- Etapas del proceso de construcción. Transporte hasta la obra e instalación
- Etapas de uso
- Etapas de fin de vida. Como por ejemplo demolición, transporte de escombros, tratamiento como residuo...

Lo ideal sería que la elección de los límites fuera independiente de otras fases del ACV. Pero como se ha explicado, una de las características distintivas del ACV es que se trata de un proceso iterativo, por ello la elección de los límites del sistema ha estado condicionada por los resultados de la búsqueda de un conjunto de datos sobre la producción de lana de roca. Por ello la razón por la cual no se cumple con la filosofía del ACV y se emplee el enfoque *puerta-puerta* en vez la *cuna* y la *tumba* en el caso práctico, es la falta de datos. No hay disponible ningún conjunto de datos en las bases de datos accesibles desde SimaPro que abarque más fases del ciclo de vida de la lana de roca. Tampoco ha sido posible disponer de datos proporcionados por una empresa.

Como se expone en el Anexo II, la desventaja más habitual de las bases de datos es que en raras ocasiones los conjuntos de datos son para todos los procesos del ciclo de vida, por lo general los conjuntos de datos describen solo parte del ciclo de vida (*cuna-puerta* o *puerta-puerta*).

Realizar el ACV desde *la cuna a la tumba*, aunque se trate de algo intrínseco de la naturaleza del ACV como herramienta de evaluación ambiental, la normativa no lo exige. La norma UNE-EN ISO 14044:2006 especifica lo siguiente al respecto “Los límites del sistema determinan qué

procesos unitarios se deben incluir dentro del ACV. La selección de los límites del sistema debe ser coherente con el objetivo del estudio. Se debe identificar y explicar los criterios utilizados para establecer los límites del sistema” (AENOR, 2006, p.16). Es decir, una de las dos normativas existentes de referencia solo menciona que deben justificarse qué límites se escogen, no impone como requisito que deba realizarse un análisis de *la cuna a la tumba*.

De hecho, muchos investigadores han criticado la ambigüedad a la que lleva seguir las recomendaciones de la ISO 14044:2006 en lo referido a los criterios de corte para selección de los límites del sistema explicados en el Anexo I. Suh et al. (2004) plantearon los siguientes argumentos en contra:

1. “No hay ninguna evidencia científica que garantice que una contribución pequeña de energía o masa resulte en un impacto ambiental despreciable,
2. Aunque algunas entradas tengan una contribución pequeña en relación con el cómputo global, la suma de estas puede alterar los resultados considerablemente.” (p. 658).

Por otro lado, Reap, Roman, Duncan, y Bras (2008) concluyeron que “Esencialmente los criterios de corte en la selección de los límites llevan a un error de truncamiento. Es muy complicado utilizarlos en la práctica ya que se requiere de un completo conocimiento holístico de todos los posibles efectos que puede tener una decisión en el sistema productivo y por consiguiente en los impactos de interés” (p. 293).

A su vez en la norma UNE-EN ISO 14040:2006 encontramos la siguiente afirmación: “no es necesario gastar recursos para cuantificar tales entradas y salidas que no producirán cambios significativos en las conclusiones generales del estudio” (AENOR, 2006a, p.20)

La norma UNE-EN 15804:2012+A1 (AENOR, 2006c) por su parte también identifica los criterios de corte como una herramienta para apoyar un procedimiento de cálculo eficiente y no para ocultar datos.

Pero si se dispone de todos los datos de forma que podamos aplicar los criterios de corte evitando ambigüedades, ¿por qué no se iban a tener todos en cuenta?

Por el contrario, aunque no se cuente con todos los datos necesarios, Klöpffer y Grahl (2014) no recomiendan que se eliminen procesos, especifican que “es mejor no omitir fases completas del ciclo de vida, aunque tengan que usarse datos estimados. Solo si después se analizan los resultados con un análisis de sensibilidad” (p.44).

A pesar de la normativa, como vemos sigue habiendo una gran carencia de estandarización y homogeneización a la hora de realizar el ACV. Puede no ser significativo, pero actualmente solo hay dos normativas que suman en total menos de 100 páginas para normalizar todos los aspectos del Análisis del Ciclo de Vida. Además, es una normativa muy flexible y establece unas directrices para el marco metodológico muy generales que dan lugar a que el usuario tenga que tomar demasiadas decisiones según su juicio.

Para suplir esta falta de estandarización, en el sector de la construcción encontramos que muchos optan por apoyarse en otras normativas existentes por acogerse a un estándar que atribuya mayor credibilidad al ACV. Por ejemplo, seguir las recomendaciones y nomenclatura de la norma anteriormente mencionada UNE-EN 15804:2012+A1.

Es una norma que determina las Reglas de Categoría de Producto Básicas para las DAP tipo III de productos de construcción, donde Categoría de Producto se define como “Grupos de productos de construcción que pueden cumplir funciones equivalentes” (AENOR, 2006c, p.11) y DAP tipo III como “Declaración ambiental que proporciona datos ambientales cuantificados utilizando parámetros predeterminados y, cuando corresponda, información ambiental adicional.” (AENOR, 2006c, p.12). Además, la norma “proporciona una estructura para garantizar que todas las Declaraciones ambientales de producto (DAP) de los productos de construcción, servicios de construcción y procesos de construcción, se obtienen, verifican y presentan de una forma armonizada” (AENOR, 2006c, p.7).

Es coherente emplear este tipo de normas porque para realizar una DAP, no solo se realiza previamente un ACV, sino que es muy habitual que muchos usuarios usen datos de DAP existentes para realizar ACV o Inventarios del Ciclo de Vida. Por ello usar otras normativas sobre certificaciones ambientales desarrolladas sobre el producto a analizar, puede servir para complementar las normas UNE-EN ISO 14040:2006 y UNE-EN ISO 14044:2006.

Para estructurar y armonizar los análisis medioambientales de los productos de construcción la UNE-EN 15804:2012+A1 (AENOR, 2006c) ordena las diferentes fases del ciclo de vida del producto como se aprecia en la Figura 11.

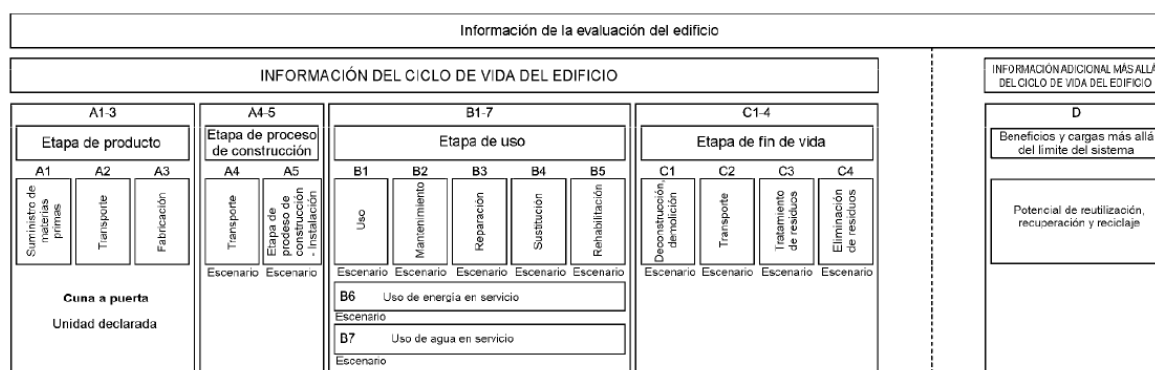


Figura 11. Etapas del ciclo de vida de los productos de construcción descritos por la norma UNE-EN 15804:2012+A1. Nota Fuente: AENOR. (2006c). UNE-EN 15804:2012+A1: Sostenibilidad en la construcción. Declaraciones ambientales de producto. Reglas de categoría básicas para productos de construcción (p.15). Madrid: AENOR

Establecer y organizar las diferentes etapas como se aprecia en la imagen, obliga al usuario a definir sus límites del sistema de forma transparente y clara, sin dar lugar a ambigüedades sobre qué procesos incluye y cuáles no. Además, son etapas aplicables a cualquier producto de construcción.

La UNE-EN 15804:2012+A1 además menciona un principio de la gestión medioambiental que la normativa sobre ACV no considera. El principio de “el que contamina paga”. La norma para definir los límites del sistema establece la siguiente directriz “los procesos de tratamiento de residuos se asignan al sistema del producto que genera el residuo hasta que se alcance el estado de fin de residuo (o condición de fin de residuo)” (AENOR, 2006c, p.21).

El principio de “el que contamina paga” lo incluye el ACV implícitamente cuando se realiza el enfoque *cuna-tumba*. Ya que evita que los usuarios se libren de los impactos ambientales que genera su producto externalizando su gestión. Por el contrario, esta situación como ya se ha dicho es la ideal y no se suele dar. Aun y todo según la normativa, las DAP de productos de

construcción, y por ende sus respectivos ACV, están obligadas a incluir únicamente en sus declaraciones las fases del ciclo de vida englobadas en lo que se denomina “Etapa de producto” que podemos ver ilustrada en la Figura 11.

3.3. La selección de las categorías de impacto

Para el caso práctico se pueden escoger las siguientes categorías de impacto en base a la norma UNE-EN 15804:2012+A1 (AENOR, 2006c) para las Declaraciones Ambientales de Productos de los productos de construcción:

- Cambio Climático
- Reducción de la capa de ozono
- Formación de smog fotoquímico
- Acidificación terrestre
- Eutrofización terrestre
- Eutrofización acuática

Ya que se trata de una norma específica para productos de construcción. Pero esto no significa que estas sean las categorías que deban escogerse siempre en un ACV, de hecho, no existen unas pautas o normativa que rijan la elección de las categorías de impacto para un ACV. Como se explica en el Anexo III Apartado 2. *Elección de las categorías de impacto* apenas existe estandarización sobre este proceso.

Esto puede dar lugar a la exclusión intencionada de determinadas categorías de impacto en beneficio de otras que favorezcan los resultados del ACV del producto. Además, cuando se utilizan programas informáticos para realizar el ACV, habitualmente el usuario realiza el EICV con el modelo de caracterización por defecto que viene al instalar el programa. Este modelo incluirá unas determinadas categorías de impacto y otras no, condicionando involuntariamente todo el análisis.

Por el contrario, el manual del ILCD argumenta que si en los objetivos y alcance no se especifica una limitación sobre los impactos ambientales a tener en cuenta (por ejemplo, en los estudios de Huella de Carbono los cuales se centran únicamente en el cambio climático), deben incluirse todas las categorías posibles para evitar resultados engañosos al omitir impactos que el sistema de producto sí desarrolla en el medioambiente (European Comission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability, 2010a).

Para solucionar este problema sectores específicos han desarrollado categorías de impacto específicas y listas de categorías adaptándolas a las necesidades de su sector. En la misma línea, Rosenbaum (2017) sugiere distinguir distintos tipos de listas de categorías. Con la creación de nuevas categorías para LCA específicos, las listas de categorías a veces son demasiado extensas. Lo que sugiere es elaborar listas de categorías básicas y listas más específicas para cada sector.

En este punto surge otra cuestión de debate: ¿Desarrollar listas de categorías y categorías generales aplicables a cualquier análisis, o desarrollar unas específicas para cada ACV?

La falta de estandarización no aparece solo al seleccionar las categorías de impacto. También se debe seleccionar el tipo de enfoque (midpoint o endpoint), el cual se desarrolla en el Anexo

III apartado 2. *Selección de las categorías de impacto*. Por su parte, la comunidad científica no se pone de acuerdo sobre qué es lo más recomendable.

Rosenbaum (2017) señala que al final la incertidumbre total que se genera es similar usando ambos enfoques. Además, hay determinados indicadores como el Potencial de Calentamiento Global que de por sí tienen una relevancia intrínseca a pesar de ser midpoint, y lo que expresan es social y medioambientalmente relevante. Y también hay ocasiones que una incertidumbre alta es característica intrínseca de la categoría, por ejemplo, las categorías sobre toxicidad tienen que considerar aproximadamente 3000 flujos de sustancias, mientras que la categoría de reducción de la capa de ozono unas 100 sustancias. Al considerar mayor número de flujos de sustancias aumenta necesariamente la incertidumbre.

Bare, Hofstetter, Pennington, y de Haes (2018) recomiendan utilizar ambos enfoques de forma conjunta, ya que se complementan. El enfoque midpoint aporta precisión y rigor científico a los resultados mientras que el enfoque endpoint facilita la lectura de los resultados y la consiguiente toma de decisiones.

En el análisis se emplea el enfoque midpoint por la complejidad que supone comprender los modelos de cálculo endpoint. De hecho, el ILCD valora negativamente que un modelo de cálculo no pueda ser comprendido por usuarios no expertos. Además, para la mayoría de categorías de impacto según el ILCD no existen modelos de cálculo que cumplan con los criterios requeridos.

Como se expone en el Anexo III. Apartado 2. *Elección de las categorías de impacto*, importa qué modelo se escoge, porque qué categorías se contemplan y cómo las consideran cambia sustancialmente de un modelo a otro. Hay modelos que en la categoría eutrofización solo incluyen la eutrofización acuática, otros en cambio tanto acuática como terrestre, otros en cambio diferencian la acidificación terrestre de la acuática, considerándolas categorías distintas. Algunos contemplan una única categoría de impacto denominada biodiversidad, mientras que otros diferencian entre acuática y terrestre. Esa misma categoría también encontramos que la consideran a veces endpoint y otras veces midpoint. Hay modelos que en la categoría de formación de smog fotoquímico modelizan 1.173 sustancias (TRACI 2.1), mientras que otros solo 169 (ReCiPe 2016).

Toda esta falta de estandarización lleva a que el usuario tenga que documentarse mucho sobre el modelo que está empleando, pero no siempre la información es accesible. También crea confusión a la hora de consultar publicaciones académicas y científicas sobre ACV.

A raíz de lo anteriormente discutido y lo justificado en el Anexo III apartado 2. *Elección de las categorías de impacto*, para el caso práctico se emplea el enfoque midpoint.

3.4. Las categorías de impacto y los modelos de cálculo.

Por lo que respecta a los modelos de cálculo, introducidos en el Anexo III apartado 4. *Las categorías de impacto y sus modelos de caracterización*, los usuarios de programas informáticos de ACV usan el mismo modelo de cálculo para el cálculo de todos los impactos. No se suelen emplear diferentes modelos de caracterización para un mismo análisis. Tampoco existe una preferencia clara por un modelo en particular, pero se ha visto que los ACV actuales sobre aislantes térmicos utilizan habitualmente los modelos CML-IA (Li et al., 2014; Schmidt

et al., 2004), EDIP 2003 (Schmidt et al., 2004), CED (Hill et al., 2018; Lasvaux, Habert, Peuportier, y Chevalier, 2015; Li et al., 2014), Ecological Scarcity 2006 (Li et al., 2014).

Por otro lado, el International Reference Life Cycle Data System (ILCD) del Instituto de Medioambiente y Sostenibilidad del Centro Común de Investigación de la Comisión Europea publicó el manual “Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, based on existing environmental impact assessment models and factors”. El objetivo del manual fue presentar un análisis de los modelos de cálculo disponibles en la actualidad y establecer cuáles son los más adecuados para evaluar cada categoría de impacto. A raíz de estas recomendaciones surgió el modelo ILCD midpoint 2011+ disponible en SimaPro. El modelo ILCD 2011 Midpoint+ (versión 1.10) recoge los cálculos mejor considerados para cada categoría de impacto, de forma que el modelo es en sí una combinación de varios modelos. A pesar de ser un modelo que ha surgido como el mejor por lo que respecta a: exhaustividad del ámbito de aplicación, relevancia medioambiental, solidez científica y certidumbre, documentación del modelo, transparencia y reproductividad y facilidad de aplicación (European Commission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability, 2010b), no es el modelo que más se usa.

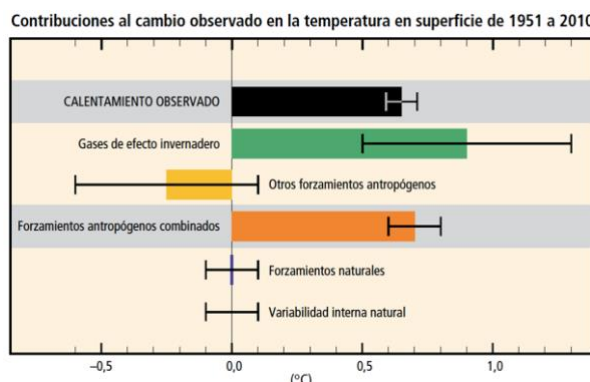


Figura 12. Relación entre el aumento de la temperatura total observado y la respectiva contribución de los GEI, otros forzamientos antropógenos (incluidos el efecto refrigerante de los aerosoles y el cambio de uso de suelo, barra amarilla), forzamientos antropógenos combinados, forzamientos naturales y variabilidad interna natural al. Dichas contribuciones se han calculado a partir de observaciones y simulaciones con modelos climáticos. Nota Fuente: IPCC, 2014: *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* (p.6) [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 págs.

Para el caso práctico se puede emplear dicho modelo con variaciones para evaluar las categorías seleccionadas. Dichas variaciones son necesarias ya que el modelo en el programa informático SimaPro no está 100% implementado de acuerdo con las investigaciones científicas más recientes como se explica a continuación para cada categoría.

En el [Anexo IV](#) se muestra en una tabla todos los resultados obtenidos en el ACV práctico, en concreto los resultados de la EICV.

3.4.1. Calentamiento Global

3.4.1.1. El problema ambiental en el contexto del ACV

En el Anexo III Apartado 4.1. *Cambio climático/calentamiento global* se explica qué es el cambio climático y como lo concibe el ACV.

Recordemos que las emisiones de GEI antropogénicas son las únicas causantes de Calentamiento Global según el ACV. Merece la pena reflexionar si verdaderamente se pueden

excluir el resto de los factores influyentes, la transformación de la superficie terrestre y las emisiones de aerosoles, por ejemplo.

En el Quinto Informe de Evaluación que desarrolla el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) se describen cambios en el clima observados y se relacionan con sus causas, así como futuros cambios climáticos, riesgos e impactos entre otros aspectos. IPCC (2014) calcularon que el forzamiento radiativo de origen antropogénico durante los años 1750-2011 fue de 1,1-3,3 W/m². En la Figura 12 podemos ver la contribución global de los GEI a este forzamiento radiativo positivo. Efectivamente los GEI, entre ellos el CO₂, son los principales contribuyentes. Por otro lado, vemos cómo el forzamiento radiativo de los aerosoles es negativo, es decir que la contribución neta de sus efectos resulta en un enfriamiento global que contrarrestaría el calentamiento. El IPCC calcula este forzamiento radiativo negativo entre 1750 y 2011 de -1,9 a -0,1 W/m² con un nivel de confianza en el dato medio (IPCC, 2014, p. 47).

Es posible que una razón por la que no se incluya los flujos elementales de aerosoles en la categoría calentamiento global se deba a la dificultad que existe para evaluar su real influencia en el proceso de calentamiento global. Esta falta de conocimiento científico impide el desarrollo de modelos de cálculo para el ACV que contemplen los aerosoles. De hecho, el IPCC considera que “los aerosoles siguen constituyendo la mayor incertidumbre respecto a la estimación total del forzamiento radiativo” (IPCC, 2014, p. 47). Aunque, “hay un nivel de confianza alto en cuanto a que el forzamiento radiativo total medio global de los aerosoles haya contrarrestado una parte sustancial del forzamiento radiativo de los gases de efecto invernadero homogéneamente mezclados” (IPCC, 2014, p. 47). Palacios (2014) identifica que la dificultad en la cuantificación de los efectos es debido “a la gran variabilidad de carga y distribución de partículas de aerosoles en el espacio y en el tiempo, provocada principalmente por la corta vida de éstos en la atmósfera, en comparación con otros agentes forzantes como pueden ser los gases de efecto invernadero. Igualmente, la gran variabilidad de las propiedades ópticas de los aerosoles puede provocar efectos radiativos de muy diversa naturaleza sobre el clima” (p.13).

Planteado el problema Palacios (2014) se propuso evaluar el efecto directo de los aerosoles sobre Europa en 2010 utilizando los resultados de simulaciones llevadas a cabo con el modelo meteorológico y de calidad del aire WRF-Chem. En los resultados se observaron disminuciones en temperatura (hasta 0,3 K) y radiación de onda corta que llegaba a la superficie. Estos resultados son debidos a la dispersión y reflexión de la radiación producida por la presencia de aerosoles en la atmósfera

En conclusión, existe una influencia de las emisiones de aerosoles sobre el cambio climático, en concreto contrarrestándolo, que no se está cuantificando en el ACV y que el IPCC califica como sustancial.

Respecto al primer factor influyente, el efecto de las masas de vegetación terrestres sobre el ciclo del carbono es ampliamente conocido. Entre 1850 y 1998 como consecuencia del cambio de uso de la tierra, predominantemente por la deforestación de los ecosistemas forestales, se emitieron aproximadamente 136 giga toneladas de Carbono (IPCC, 2000). Mientras que en la década de 1990 el secuestro de carbono por parte de los bosques supuso el 33% de las emisiones de carbono antropogénicas del consumo de combustibles fósiles y cambio del uso de la tierra (Bonan, 2008).

No solo se conoce este efecto indirecto de la vegetación sobre el calentamiento global, con procesos como la evapotranspiración las cubiertas vegetales de la superficie terrestre afectan directamente al clima disminuyendo la temperatura de los ecosistemas.

Por último, determinadas superficies arboladas como es el caso de las formadas por coníferas presentan un albedo muy bajo, de entorno al 10%. Junto con la baja actividad de secuestro de carbono que presentan estos bosques, al contrario de lo que se puede pensar, existe la posibilidad de que contribuyan al calentamiento global (Bonan, 2008). Mientras que, en latitudes más bajas, con presencia de bosques tropicales, predominan una tasa de evapotranspiración y albedo mayores que en los boreales, por lo que son cubiertas vegetales que sí disminuyen el calentamiento global.

Ya sea a través del efecto albedo, la evapotranspiración o el ciclo del carbono entre otros procesos, la vegetación puede contribuir positiva o negativamente al calentamiento global de forma significativa.

La deforestación de un bosque tropical que pueda causar por ejemplo un bolígrafo puede ser insignificante. Pero ignorar en el ACV de un kg de aceite de palma el efecto que ha tenido la deforestación previa necesaria para la plantación sobre el calentamiento global puede no ser insignificante.

3.4.1.2. El modelo de cálculo

En el Anexo III Apartado 4.1. *Cambio climático/calentamiento global* se explica cómo se calcula habitualmente esta categoría de impacto. Lo más habitual es mediante el GWP, pero no existe consenso sobre que horizonte temporal emplear.

El manual ILCD recomienda el horizonte temporal de 500 años, usar los valores publicados por el IPCC más actuales y realizar también el cálculo con el resto de horizontes temporales (European Comission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability, 2011).

A pesar de la recomendación, el modelo ILCD 2011 Midpoint+ que se emplea para el caso práctico realiza el cálculo con el GWP₁₀₀ dado que como se explica en el Anexo III, es el horizonte temporal más utilizado. Por otro lado, no usa los GWP₁₀₀ más actuales y solo caracteriza 104 sustancias.

Por ello además se pueden calcular también los resultados con el modelo GWP₂₀ (single issue) y el IMPACT 2002+ version 2.14 que emplea el GWP₅₀₀, que son los únicos modelos disponibles en SimaPro que emplean dichos horizontes temporales para ver las diferencias. Además, también podemos emplear el IPCC 2013 GWP₁₀₀ porque emplea valores más actuales (del año 2013) que el ILCD 2011 Midpoint+ y caracteriza más sustancias (212 sustancias).

A continuación, en la Tabla 4 se muestran las características de cada modelo por lo que respecta al cálculo del impacto en la categoría Calentamiento Global.

Tabla 4. Características del cálculo del impacto en Calentamiento Global según cada modelo.

Modelo	Factor de caracterización	Nº de sustancias caracterizadas	Tipo y versión del GWP	Región modelada
--------	---------------------------	---------------------------------	------------------------	-----------------

ILCD 2011 Midpoint V1.10 GWP100	GWP (IPCC), unidades kg equivalentes de CO ₂	104	GWP ₁₀₀ , (IPCC 2007)	Global
IPCC GWP 20a	GWP (IPCC), unidades kg equivalentes de CO ₂	212	GWP ₂₀ , (IPCC 2013)	Global
IMPACT 2002+ GWP500	GWP (IPCC), unidades kg equivalentes de CO ₂	82	GWP ₅₀₀ , (IPCC 2001)	Global
IPCC GWP 100a	GWP (IPCC), unidades kg equivalentes de CO ₂	212	GWP ₁₀₀ , (IPCC 2013)	Global

En la Tabla 5 se muestran los valores de GWP (kg eq CO₂) y normalización obtenidos según las diferentes opciones de cálculo revisadas y el factor de normalización correspondiente a esta categoría.

En el proceso de normalización los resultados obtenidos del impacto se dividen entre una cifra de referencia para hacerlos más comprensibles. En este caso como se ha explicado anteriormente, se dividen por los kg equivalentes de CO₂ emitidos de media por una persona durante el año 2010 (Tabla 2). En la Figura 13 y Figura 14 podemos ver la representación gráfica de los resultados.

Tabla 5. Resultados obtenidos empleando diferentes modelos de cálculo en la categoría de impacto Calentamiento Global.

Modelo	Normalización (nº personas equivalentes/año)	kg equivalentes de CO ₂	Horizonte temporal
IMPACT 2002+ GWP500	1,54380E-04	1,423382	500 años
ILCD 2011 Midpoint V1.10 GWP100	1,54351E-04	1,423113	100 años
IPCC GWP 100a	1,66211E-04	1,532469	100 años
IPCC GWP 20a	1,99893E-04	1,843017	20 años

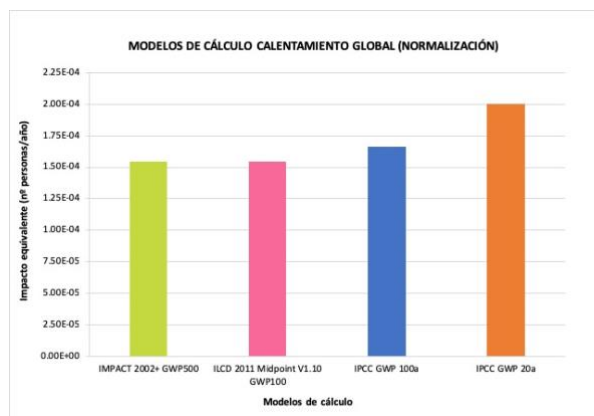


Figura 14. Normalización de los kg equivalentes calculados según la producción media de kg equivalentes de CO₂ de una persona al año.

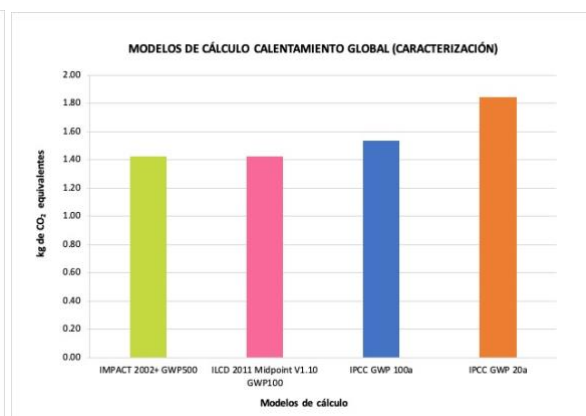


Figura 13. kg de CO₂ equivalentes emitidos durante el proceso de producción de lana de roca empaquetada según cada modelo de cálculo.

Por un lado, con la fase de normalización vemos que el proceso de producción de lana de roca empaquetada (teniendo en cuenta los límites del sistema) genera menos kg equivalentes de CO₂

que una persona media al año (9219,9889 kg equivalentes de CO₂ / persona·año). Pero debemos considerar que solo se trata de 1,08 kg de lana de roca. Porque teniendo en cuenta las dimensiones de la lámina de lana de roca (Figura 10) para aislar una cubierta de 245 m², por ejemplo, serían necesarias 245 láminas que supondrían 264,6 kg de lana de roca aproximadamente. Esta discusión es aplicable al resto de categorías del caso práctico.

Por lo que respecta a la caracterización, el ILCD 2011 Midpoint V1.10 y IPCC GWP 100a emplean el mismo horizonte temporal, la razón por la que con el segundo modelo los kg equivalentes de CO₂ sean ligeramente diferentes se debe a que son versiones de GWP distintas. El ILCD 2011 Midpoint V1.10 emplea los valores de GWP publicados por el IPCC en 2007 mientras que el IPCC GWP 100a emplea datos publicados en 2013. Y la versión de 2007 caracteriza 104 sustancias y la de 2013 212, el hecho de contabilizar más sustancias aumenta los kg de CO₂ resultantes. Además, el IPCC actualiza el GWP de cada sustancia en base a los avances científicos, corrige el GWP₁₀₀ de cada sustancia aumentándolo o disminuyéndolo. Finalmente, todos estos cambios de una versión a otra han resultado en un aumento de los kg eq. CO₂ para un mismo horizonte temporal.

Por otro lado, vemos como para una misma versión de los datos (2013) los kg eq. CO₂ aumentan al disminuir el horizonte temporal. Caracterizándose el mismo número de sustancias, se obtienen 0,28 kg eq CO₂ más al disminuir el horizonte temporal de 100 a 20 años.

La razón por la cual los kg equivalentes de CO₂ totales aumenten al disminuir el horizonte temporal es debido a un problema de cálculo del GWP para los gases de duración corta en la atmósfera:

El GWP de 1 kg de un gas para un horizonte temporal determinado, como se ha explicado se calcula en base al forzamiento radiativo que causa 1 kg de CO₂ para el mismo horizonte temporal. Por ejemplo, el GWP₁₀₀ del CH₄ son 30,5 kg equivalentes de CO₂. Esto significa que la emisión de 1 kg de CH₄ causa el mismo forzamiento radiativo en 100 años que una emisión de 30,5 kg de CO₂ en 100 años. Para calcular esos 30,5 kg de CO₂, se ha dividido el forzamiento radiativo que causa la emisión de 1 kg de CH₄ entre el forzamiento radiativo que ha generado en 100 años la emisión de 1 kg de CO₂, y resulta que el forzamiento radiativo del CH₄ es 30,5 veces superior al del CO₂.

El problema es que el CH₄ tiene un tiempo de vida corto en la atmósfera aproximadamente 12 años, mientras que el CO₂, aunque varía mucho, puede alcanzar los 200 años. Por ello al calcular el GWP₁₀₀ el metano no parece tan perjudicial con dicho horizonte temporal. Al considerar el efecto hasta los 100 años el CO₂ ha producido la mitad de su forzamiento radiativo, mientras que el CH₄ después de 12 años, deja de causar forzamiento y su efecto en comparación con el del CO₂ parece insignificante. En cambio, al considerar el forzamiento radiativo acumulado causado durante solo 20 años, estamos contabilizando únicamente 20 años de los 200 que dura el CO₂ en la atmósfera. Por ello el GWP en 20 años del CH₄ aumenta (85,4 kg equivalentes de CO₂/kg CH₄) respecto a calcularlo en 100 años (30,5 kg equivalentes de CO₂/kg CH₄), porque el forzamiento radiativo total acumulado considerado de referencia (el causado por 1 kg de CO₂) disminuye.

Esta es una de las razones por las cuales se pone en duda la adecuación del GWP como factor de caracterización, ya que no es representativo de GEI de corta duración en la atmósfera.

Los modelos IMPACT 2002+ GWP500 y el ILCD 2011 Midpoint V1.10 GWP100 calculan casi los mismos kg equivalentes de CO₂, aunque uno de ellos contemple un horizonte temporal de 300 años más. Esto se debe a que, tratándose de la misma versión publicada, por un lado, el GWP de gases con un tiempo elevado de residencia no varía al aumentar mucho el horizonte temporal (i.e. de 100 a 500 años) y en segundo lugar se enmascara como se ha explicado antes el efecto de los GEI con un tiempo de permanencia atmosférico corto.

Como vemos existen diferencias considerables en los resultados según el horizonte temporal, sobretudo entre los 20 y los 100 años. Como se explica en el Anexo III no existe consenso científico sobre qué horizonte temporal es el más adecuado. El horizonte temporal de 100 años es el que más se utiliza, puede que porque es el que está en medio de los otros dos horizontes y porque ha sido empleado para desarrollar políticas como el protocolo de Kyoto (Sarofim y Giordano, 2018). Pero Myhre et.al (2013) establece que no hay ningún argumento científico que indique que sea mejor elegir un horizonte temporal de 100 años frente a los otros dos.

Muchos investigadores han criticado el hecho de que el GWP enmascare el potencial de calentamiento global de gases como el metano y han propuesto alternativas. En los últimos años se habla de usar como factor el Global Temperature Change Potential (GTP) como sustituto. El GTP calcula directamente el incremento potencial de temperatura durante un tiempo dado determinado desde el momento de la emisión (Levasseur, 2015).

Una de las ventajas que presenta el GTP sobre el GWP es que es más relevante medioambientalmente al calcular directamente el potencial aumento de temperatura en vez del forzamiento radiativo. (Sarofim, 2012) comprobaron que la contribución al calentamiento global del metano medida a partir del GTP con un horizonte temporal de 100 años, es significativamente mayor que la medida con su GWP₁₀₀ al considerarse los futuros cambios en las concentraciones de GEI.

3.4.2. Reducción de la capa de ozono

3.4.2.1. *El problema ambiental en el contexto del ACV*

En base a los procesos y factores que llevan a la reducción de la capa de ozono explicados en el Anexo III Apartado 4.1. *Reducción de la capa de ozono* se produjo una reducción drástica del espesor de la capa de ozono especialmente sobre la Antártida donde se descubrió un agujero de grandes dimensiones. Por ello, el 1 de enero de 1989 entró en vigor el Protocolo de Montreal donde países miembros de las Naciones Unidas, Santa Sede, Unión Europea y Estados Federados de Micronesia se comprometieron a reducir las emisiones de clorofluorocarbonos (CFC) y de los hidroclorofluorocarburos (HCFC) para frenar la reducción del ozono y permitir la recuperación de la capa.

Durante el periodo comprendido entre los años 2000 y 2016 ha habido un incremento significativo de la concentración de ozono en las capas superiores de la estratosfera, entre los 35 y 45 km de altitud. Esta recuperación de la capa de ozono puede deberse a dos razones principales. En primer lugar, la reducción de la presencia de cloro de origen antropogénico en la estratosfera a raíz del protocolo, que como radical libre reacciona con una molécula de ozono destruyéndola. Y en segundo lugar un enfriamiento de la estratosfera, que reduce la velocidad de reacción de reacciones de destrucción de ozono. Este enfriamiento es debido al incremento de CO₂ en la atmósfera que causa un efecto pantalla reduciendo la radiación emitida por la

tierra de vuelta al espacio de forma que las capas superiores de la atmósfera no reciben radiación (Steinbrecht, Hegglin I, Harris, y Weber, 2018).

Cabe mencionar que, aunque se han frenado las emisiones de halocarburos, estos tienen un tiempo de residencia elevado, de forma que siguen participando en la destrucción de la capa de ozono. Esta es la razón por la cual la capa de ozono no se recupera de forma inmediata y lo hace de forma muy gradual.

En la Figura 15 se muestra un ejemplo del mecanismo ambiental de la reducción del ozono estratosférico causado por emisiones antropogénicas. Similar a lo que ocurre en la categoría de impacto Calentamiento Global en el ACV, en la reducción de la capa de ozono solo se consideran como sustancias destructoras de la capa de ozono las sustancias halocarbonadas, sustancias compuestas por carbono y halógenos (bromo, cloro, flúor e hidrógeno). No se están considerando otras emisiones antropogénicas que alteran significativamente el proceso natural de formación y destrucción del ozono como el N₂O, CH₄ o CO₂.

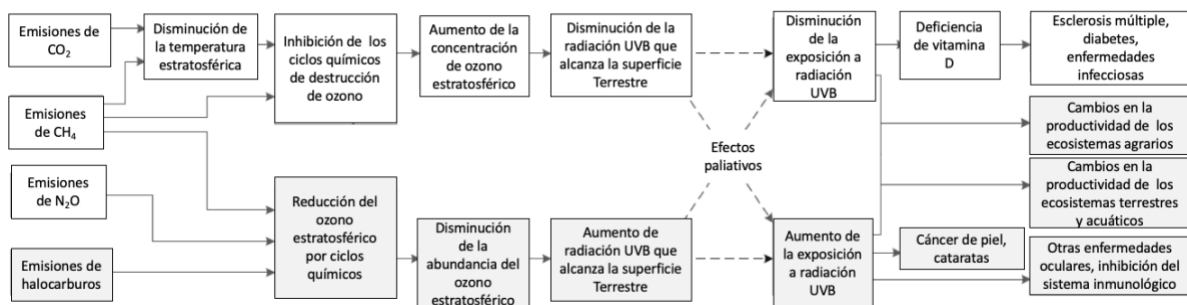
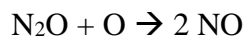


Figura 15. Mecanismos ambientales de interacción del CH₄, CO₂, N₂O y halocarburos con el ozono estratosférico. En gris los mecanismos ambientales que actualmente se consideran en el ACV. Nota Fuente: Adaptado de Lane, J.L. (2015). Stratospheric Ozone Depletion. En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (p. 58). Springer Netherlands

Respecto al gas N₂O, este participa en el proceso de destrucción del ozono según las siguientes reacciones:

1. El N₂O procedente de la troposfera asciende hasta la estratosfera donde:



2. Continuación los NO reaccionan con el ozono destruyéndolo:



Se prevé que sus emisiones en un futuro ejerzan el mayor potencial de destrucción de la capa de ozono (Lane, 2015). Y dado que aproximadamente durante los 30 últimos años, la concentración de N₂O ha aumentado a una velocidad de 0,73 ppm/año (IPCC, 2014, p. 46) podemos concluir que en un futuro cercano será necesario evaluar su impacto sobre la capa de ozono.

Mientras que el N₂O tiene potencial para dificultar la recuperación final de la capa de ozono, el metano y el dióxido de carbono pueden acelerarla. Al aumentar su concentración, disminuye el intercambio calorífico entre las capas bajas de la atmósfera cercanas a la superficie terrestre y las capas altas cercanas a la capa de ozono. Como consecuencia disminuye la temperatura y se ralentizan las reacciones de destrucción de ozono.

Para frenar la destrucción de la capa de ozono, el Protocolo de Montreal dirigió sus medidas principalmente a la reducción de las emisiones antropogénicas de halocarburos. No se prestó atención a emisiones de otros gases. De hecho, nunca se incluyeron como sustancias cuyas emisiones debían ser reguladas.

3.4.2.2. El modelo de cálculo

En el Anexo III Apartado 4.1. *Reducción de la capa de ozono* ya se explica que habitualmente para el cálculo del impacto se emplea el ODP desarrollado por la OMM.

La diferencia entre los diferentes modelos revisados es la versión de los valores de ODP publicados por la OMM que emplean. ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 emplea la versión de los datos más actuales que hay en SimaPro, los publicados en 2003. En el Anexo III, se explica que para el cálculo de esta categoría de impacto se incluyen solo sustancias halocarbonadas, excluyéndose otras sustancias con efectos sobre el ciclo del ozono. Por también se puede realizar el cálculo empleando el ODP del N₂O (0,019 kg de CFC-11 / kg de N₂O) propuesto por Lane y Lant (2012) añadiéndolo a la lista de factores de caracterización del ILCD 2011 Midpoint+ en SimaPro. Cabe mencionar que el proceso de producción de lana de roca que se está empleando, no presenta datos de emisiones de N₂O, pero sí de óxidos de nitrógeno en general, en concreto 1,88 gramos de NO_x. Por lo que se asocia el factor a la sustancia NO_x.

En la Tabla 6 se resumen las características de cálculo de la reducción de la capa de ozono mediante cada modelo.

Tabla 6. Características de cálculo del impacto en la reducción de la capa de ozono según el modelo.

Modelo	Factor de caracterización	Nº de sustancias caracterizadas	Región modelada
ILCD 2011 Midpoint v1.10	ODP (OMM), unidades kg equivalentes de CFC-11	23	Global
ILCD 2011 Midpoint (NO _x)	ODP (OMM), unidades kg equivalentes de CFC-11	24	Global

En la Tabla 7 se muestran los valores de ODP (kg equivalentes de CFC-11) y normalización obtenidos si consideramos los óxidos de nitrógeno (NO_x) (ILCD 2011 Midpoint (NO_x)) y sin contabilizarlos usando el modelo original (ILCD 2011 Midpoint+) de SimaPro. En el proceso de normalización los resultados obtenidos del impacto se dividen entre una cifra de referencia para hacerlos más comprensibles. En este caso se dividen por los kg equivalentes de CFC-11 emitidos de media por una persona durante el año 2010 (Tabla 2).

Tabla 7. Resultados obtenidos empleando diferentes modelos de cálculo en la categoría de impacto Reducción de la capa de ozono

Modelo	Normalización (nº personas equivalentes/año)	kg equivalentes de CFC-11
ILCD 2011 Midpoint (NO _x)	1,66332E-03	3,59278E-05
ILCD 2011 Midpoint	4,11277E-06	8,88358E-08

Por un lado, con la fase de normalización vemos que el proceso de producción de 1,08 kg de lana de roca empaquetada en ambas situaciones genera también menos kg equivalentes de CFC-11 que una persona media al año ($21,59999 \cdot 10^{-3}$ kg equivalentes CFC-11 / persona x año)

Comparando los resultados obtenidos al incorporar o no en el modelo de cálculo un factor de caracterización para los NO_x, vemos como aumentan considerablemente los kg de CFC-11 equivalentes totales, en concreto aumentan $3,58 \cdot 10^{-5}$ kg. Obviamente cuantas más emisiones de NO_x genere el producto o sistema a analizar más notable será la diferencia.

Recordemos que en el conjunto de datos empleado que describe los *input* y *output* de la producción de lana de roca, como *output* presenta la emisión de óxidos de nitrógeno en general. El conjunto de datos no dispone de datos sobre las emisiones de N₂O en concreto, por ello se ha aplicado el ODP de 0,019 kg equivalentes de CFC-11/ kg de N₂O al valor de emisión de NO_x. Se desconoce cuál es la proporción real de N₂O sobre la masa de NO_x y en consecuencia no se puede atribuir el aumento de kg de CFC-11 únicamente a las emisiones de N₂O generadas en la producción de 1,08 kg lana de roca.

Por el contrario, en SimaPro en caso de disponer del valor de kg de N₂O es posible aplicar correctamente el factor de caracterización empleado y que se incluyan únicamente las emisiones de N₂O.

Como es en el caso del GWP, la razón principal por la que se usa el ODP desarrollado por la OMM reside en que es el modelo que por defecto se usa para el desarrollo de políticas públicas nacionales e internacionales por parte de los gobiernos, como es el caso del Protocolo de Montreal. Su relevancia como modelo no reside sobretodo en su base científica como es en el caso del GWP (Lane, 2015). Como vemos no existen factores oficiales para el N₂O, CH₄ o CO₂ ignorándose su efecto en el ciclo del ozono.

3.4.3. Formación de smog fotoquímico

3.4.3.1. El problema ambiental en el contexto del ACV

Siempre que los procesos ambientales de una categoría de impacto presentan variación espacial, ha sido necesario que el modelo de cálculo plasme esta variabilidad espacial. En el Anexo III Apartado 4.2. *Formación de smog fotoquímico* se ha recalcado la alta influencia de los factores locales en la formación del smog, y por ello es una de las muchas categorías que requiere una diferenciación espacial del cálculo del impacto. Aunque como se ha visto hay disponibles factores calculados para países específicos para muy pocas sustancias. Además, esta categoría presenta una dificultad añadida, y es que factores como la meteorología tienen una variabilidad temporal alta. Por ejemplo, después de una fuerte tormenta o el índice UV es bajo, por muchos COVs y óxidos de nitrógeno que se hayan emitido a la atmósfera de una ciudad, es muy poco probable que se de un episodio de smog fotoquímico o que la concentración de contaminantes preexistentes aumente después de la emisión. Los usuarios de ACV por lo general no sitúan en el tiempo sus análisis y no calculan sus impactos para un momento determinado.

Además, la denominación de la categoría como “formación de smog fotoquímico” lleva a pensar que solo se evalúa el potencial de un producto de producir un episodio de smog, pero en realidad esta categoría de impacto evalúa la capacidad de un producto de causar la formación de ozono a nivel troposférico. De hecho, los episodios de smog son muy poco frecuentes y se dan bajo condiciones muy desfavorables. En la bibliografía encontramos otras denominaciones como formación fotoquímica de ozono o formación de ozono troposférico que serían más adecuadas.

3.4.3.2.El modelo de cálculo

En el Anexo III. Apartado 4.2 Formación se smog fotoquímico se expone qué para esta categoría de impacto, hay mayor diversidad de modelos de cálculo. Pero el ILCD después de evaluar los diferentes modelos que existen, recomienda para la categoría de impacto formación de smog fotoquímico a nivel midpoint, los modelos ReCiPe y EDIP 2003.

ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 emplea ReCiPe. ReCiPe calcula el aumento marginal de la concentración de ozono en la troposfera a raíz de la emisión de COVs (sin incluir el metano) y/o óxidos de nitrógeno. Emplea el modelo de dispersión de contaminantes LOTOS-EUROS que permite la diferenciación espacial y calcular factores de caracterización a nivel nacional. Como se describe en el Anexo III en esta categoría de impacto se suelen emplear como indicador de categoría el aumento de la concentración de ozono troposférico y como factor de caracterización el potencial de formación de smog fotoquímico (ILCD, 2011), que son los que emplea el modelo ILCD 2011 Midpoint+ v1.10. Además, el modelo distingue entre el ozono perjudicial para la salud humana y el perjudicial para la vegetación, subdividiendo la categoría en dos categorías distintas.

Aunque en SimaPro no esté indicado, la categoría formación de smog fotoquímico del modelo ILCD Midpoint 2011+ implementada, hace referencia solo al ozono perjudicial para la salud humana. ILCD (2011) argumenta que ReCiPe no calcula adecuadamente el impacto sobre la vegetación porque los factores de caracterización se han calculado a partir de zonas donde existía población, sin contabilizar las zonas deshabitadas. Pero el ILCD Midpoint 2011+ no proporciona otro modelo para calcular el impacto sobre la vegetación.

Además, aunque existan modelos que han desarrollado factores de caracterización específicos para cada país de Europa o a otro nivel de diferenciación espacial, SimaPro no los ha implementado. Como se explica en el Anexo III la diferenciación espacial en esta categoría de impacto es muy importante, para solucionar este problema se puede cambiar manualmente en aquellas sustancias que sea posible, el factor de caracterización general por el específico de Suiza del modelo ILCD Midpoint 2011+, país donde se sitúa la fábrica de la que se han tomado los datos de producción de lana de roca.

Para la formación de smog fotoquímico ReCiPe solo ha desarrollado factores regionales para los óxidos de nitrógeno (NOx) y los COVNM como sustancias genéricas. Los valores están en kg equivalentes de NOx y el modelo ILCD Midpoint 2011+ emplea kg equivalentes de COVNM. Por ello es necesario una conversión de unidades, para ello podemos emplear el factor de caracterización del NOx y COVNM del ILCD Midpoint 2011+:

$$\text{FC NOx para Suiza} = \frac{1,04 \text{ kg NOx}}{\text{kg NOx}} \times \frac{1 \text{ kg COVNM}}{1 \text{ kg NOx}} = \frac{1,04 \text{ kg COVNM}}{\text{kg NOx}}$$

$$\text{FC COVNM para Suiza} = \frac{0,43 \text{ kg NOx}}{\text{kg COVNM}} \times \frac{1 \text{ kg COVNM}}{1 \text{ kg COVNM}} = \frac{0,43 \text{ kg COVNM}}{\text{kg COVNM}}$$

Por lo que respecta al resto de sustancias, existen factores de caracterización para 133 sustancias distintas, calculados para Europa en general, pero no contemplan la diferenciación espacial por países.

En la Tabla 8 se resumen las características de cómo queda cada modelo de cálculo con las variaciones.

Tabla 8. Características del cálculo del impacto en la formación de smog fotoquímico según el modelo.

Modelo			Nº de sustancias caracterizadas	Factor de caracterización	Nivel de diferenciación espacial
ILCD	2011	Midpoint+	133	kg equivalentes de COVNM	Ninguno
ILCD	2011	Midpoint+	133	kg equivalentes de COVNM	Para dos sustancias: NO _x y COVNM
Suiza					

En la Tabla 9 se muestran los valores de potencial de formación de smog fotoquímico en kg equivalentes de COVNM y normalización obtenidos según los diferentes modelos revisados y el factor de normalización correspondiente a esta categoría. En el proceso de normalización los resultados obtenidos del impacto se dividen entre una cifra de referencia para hacerlos más comprensibles. En este caso se dividen por los kg equivalentes de COVNM emitidos de media por una persona durante el año 2010 (Tabla 2). En la Figura 18 y Figura 19 podemos ver la representación gráfica de los resultados.

Tabla 9. Resultados obtenidos empleando diferentes modelos de cálculo en la categoría de impacto formación de smog fotoquímico.

Modelo	Normalización (nº personas equivalentes/año)	Caracterización (kg equivalentes de COVNM)
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10	2,03361E-04	6,44655E-03
ILCD 2011 Midpoint+ Suiza	1,60800E-04	5,09736E-03

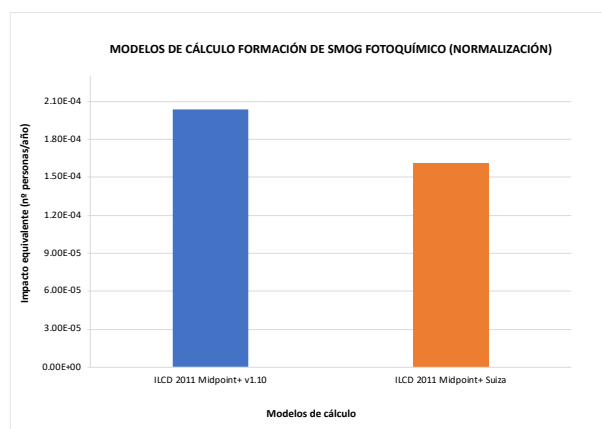


Figura 16. Normalización de los kg equivalentes calculados según la producción media de kg equivalentes de COVNM de una persona al año.

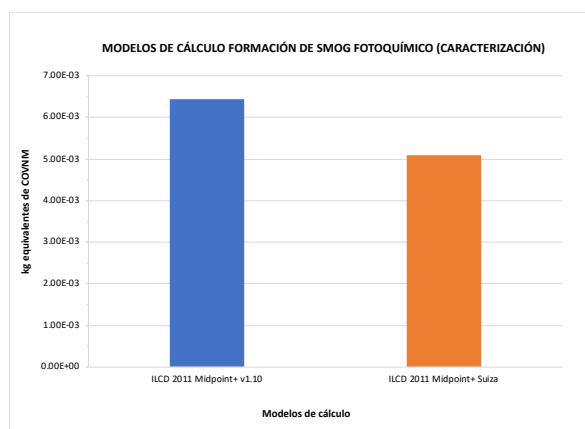


Figura 17. kg de COVNM equivalentes emitidos durante el proceso de producción de lana de roca empaquetada según cada modelo de cálculo.

Por un lado, con la fase de normalización vemos que el proceso de producción de 1,08 kg de lana de roca empaquetada en ambas situaciones genera también menos kg equivalentes de COVNM que una persona de media al año (31,7 kg equivalentes de COVNM / persona x año).

Por otro lado, en la caracterización vemos cómo empleando factores específicos para Suiza, aunque solo para dos sustancias, disminuyen los kg de COVNM totales. Esto podría ser un indicador de que en Suiza la probabilidad de formación de ozono troposférico es inferior a la media europea. Ya que los kg de COVNM totales que genera la producción de lana de roca en Suiza son inferiores a los kg generados usando factores de caracterización medios para Europa.

Por el contrario, los cálculos apenas se han regionalizado, ya que solo se contaba con dos factores específicos. Aun y todo vemos como se obtienen resultados distintos. En un futuro si se cuentan con factores regionales para más sustancias las diferencias serán más notables.

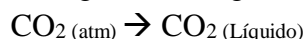
3.4.4. Acidificación terrestre

3.4.4.1. El problema ambiental en el contexto del ACV

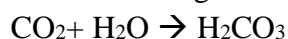
En el Anexo III Apartado 4.4 *Acidificación* se explican cuáles son los procesos de acidificación y como los concibe el ACV. Entre ellos el proceso de acidificación en masas de agua dulce, que es un problema ambiental real pero que actualmente no existen metodologías precisas y exactas para el cálculo de su impacto, y las que se encuentran aún en fase incipiente no están implementadas en el programa informático SimaPro. Además, el hecho de que se excluya del análisis los acidificantes que directamente se depositan en masas de agua desde la atmósfera es un error, porque no solo se produce acidificación acuática a causa de una previa acidificación terrestre. Ya que si la masa de agua tiene una extensión considerable también la contaminación vía atmósfera puede ser una proporción considerable de la contaminación total. Además, un factor de riesgo importante es la lluvia ácida, la cual precipita indistintamente en el suelo como directamente en el agua, en cambio con el ACV estamos ignorando el impacto directo de la lluvia ácida sobre los lagos.

Un proceso de acidificación del que no se ha hablado en el Anexo III y que no contempla el ACV es la acidificación en los océanos. El principal causante de dicha acidificación es el CO₂ atmosférico. El CO₂ de la atmósfera se solubiliza en el mar dando lugar a ácido carbónico según las siguientes reacciones:

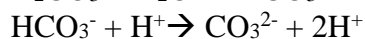
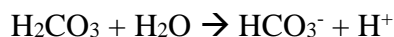
- En primer lugar, el CO₂ gaseoso se disuelve en el agua:



- El CO₂ disuelto da lugar a ácido carbónico:



- Posteriormente el ácido se disocia:



En condiciones naturales el pH de los océanos es básico y depende de la concentración de ácido carbónico. Actualmente su pH sigue siendo básico, aproximadamente de 8. Pero se tiene constancia que desde la industrialización el pH de la superficie de los océanos ha disminuido globalmente en 0,1 unidades. Ha pasado de un pH de 8,2 a un pH de 8,1, teniendo en cuenta que la escala es logarítmica, la variación es considerable. El aumento de la concentración de iones H⁺ ha sido del 26% (IPCC, 2014, p. 44).

En la Figura 20 podemos observar la serie temporal de concentración de CO₂ atmosférico en ppmv, presión parcial del CO₂ (μatm) y pH registrados en las estaciones de Mauna Loa y Aloha

respectivamente en el Océano Pacífico Norte. Efectivamente se aprecia una correlación entre el aumento del CO₂ atmosférico y la disminución del pH (Fabry et al., 2010).

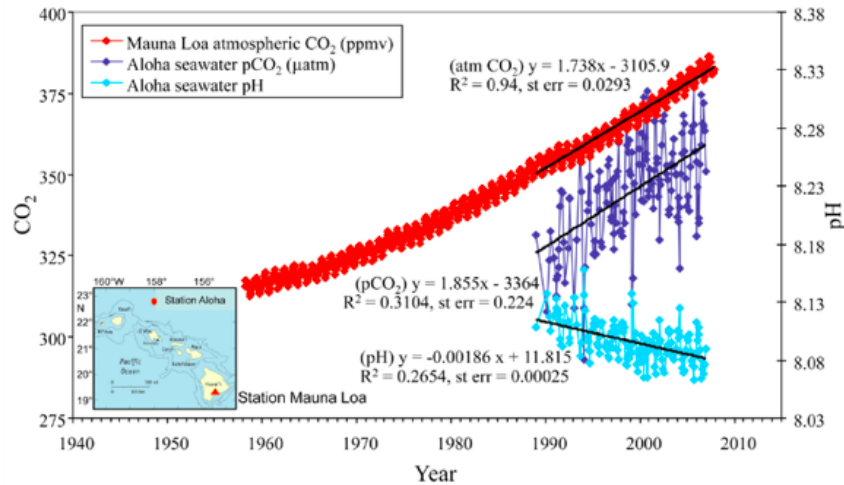


Figura 18. Serie temporal de CO₂ atmosférico en la estación de Mauna Loa (ppmv) y pH y presión parcial del CO₂ (μatm) medidos en la superficie del océano en la estación Aloha. Nota Fuente: Fabry, V., Langdon, C., Balch, W., Dickson, A., Feely, R., Hales, B., ... P. Barry, J. (2010). Present and Future Impacts of Ocean Acidification on Marine Ecosystems and Biogeochemical Cycles (p.6).

Con las emisiones antropogénicas de CO₂, hay más CO₂ disponible para ser absorbido por los océanos. De hecho, entre 1750 y 2011 los océanos absorbieron el 30% del CO₂ antropogénico (IPCC, 2014, p. 5). Si la tendencia de emisiones antropogénicas de CO₂ continúa, el IPCC afirma con un nivel de confianza alto, que en un futuro los océanos presentarán elevados niveles de acidificación comprometiendo la supervivencia de los organismos marinos (IPCC, 2014, p. 66). Esto es debido a que un efecto importante de la acidificación de los océanos es la reducción de los iones carbonatos disponibles. El ion carbonato es imprescindible para la formación de carbonato cálcico, constituyente muy importante en organismos como corales, moluscos o crustáceos.

Lo expuesto anteriormente son unos de los muchos argumentos que demuestran la existencia de este problema ambiental. Por el contrario, ningún modelo contempla la acidificación de los océanos ya que no ha sido desarrollado todavía ningún modelo de caracterización adecuado. Apoyándonos en la filosofía del ACV, al CO₂ no deberían atribuirse únicamente los efectos del cambio climático. Científicamente es causante de muchos otros impactos sobre el medioambiente, como la acidificación oceánica o la alteración de la capa de ozono entre otros.

Dada la gravedad del problema ambiental, Bach, Moeller, Finogenova, Emara, y Finkbeiner (2016) desarrollaron por primera vez un modelo de caracterización que permitiera incluir la acidificación oceánica en el ACV. Propusieron que la acidificación del océano constituyera de por sí una categoría de impacto tipo midpoint. En la categoría clasificaron las siguientes sustancias: monóxido de carbono, dióxido de carbono y metano. Establecieron como indicador de categoría el incremento de la concentración de H⁺. Como factor de caracterización emplearon kg equivalentes de CO₂, calculando los valores para CO₂, CH₄ y CO: 1, 0.84 y 0.87 kg eq. respectivamente. El modelo permite además incluir otras sustancias como los óxidos de nitrógeno y óxido de azufre.

Una razón por la cual en el ACV al CO₂ solo se le asocia el calentamiento global como impacto y no otros, por ejemplo la acidificación oceánica, puede deberse al problema que le surge al

usuario de tener que decidir que proporción de las emisiones de CO₂ de un producto causan acidificación en los océanos y qué proporción causa calentamiento global.

3.4.4.2.El modelo de cálculo

En el Anexo III Apartado 4.4. *Acidificación* se expone el estado del arte del cálculo de esta categoría. El modelo midpoint que recomienda el ILCD es el modelo Accumulated Exceedence. Se trata de un modelo que proporciona factores de caracterización adaptados a cada país europeo para la categoría de impacto acidificación. Modeliza el transporte y la deposición de contaminantes con el modelo EMEP. Utiliza también datos de cargas críticas europeos para conseguir diferenciación espacial entre áreas sensibles y no sensibles a la acidificación. Así consigue cumplir el requisito de diferenciar espacialmente y contabiliza las deposiciones que superan la Carga Crítica de Acidez. Como se ha explicado en el Anexo III, debido a las particularidades del problema ambiental de la acidificación era muy importante que el modelo permitiera distinguir las zonas sensibles a la acidificación de las no sensibles.

Además, es el modelo que emplean la Comisión Europea y el Convenio sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a gran distancia de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa para desarrollar políticas públicas.

Como indicador de categoría emplea *Accumulated Exceedance* que representa la exposición acumulada a niveles de sustancias acidificantes por encima de la capacidad tampón del suelo o Carga Crítica de Acidez. El método proporciona factores de caracterización para las siguientes sustancias:

- Amoníaco además de un factor correspondiente a cada país de Europa
- Dióxido de nitrógeno además de un factor correspondiente a cada país de Europa
- Monóxido de nitrógeno
- Óxidos de nitrógeno además de un factor correspondiente a cada país de Europa
- Dióxido de azufre además de un factor correspondiente a cada país de Europa
- Monóxido de azufre
- Óxidos de azufre además de un factor correspondiente a cada país de Europa
- Trióxido de azufre

Aunque aparezcan los factores de caracterización específicos para cada país en SimaPro, a la hora del cálculo el ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 en la fase de caracterización emplea los genéricos para Europa. De forma similar a la categoría formación de smog fotoquímico, se pueden sustituir los factores genéricos para Europa por los específicos para Suiza. Se puede comparar por tanto el efecto de diferenciar espacialmente los cálculos o realizarlos de forma genérica para abarcando todo Europa.

En la Tabla 10 se resumen las características de cómo queda cada modelo de cálculo con las variaciones.

Tabla 10. Características del cálculo del impacto en la acidificación terrestre según el modelo.

Modelo	Factor de caracterización	Nº de sustancias caracterizadas	Modelo de distribución del contaminante
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10	Potencial de acidificación, unidades: moles de H ⁺ equivalentes	8	EMEP

ILCD 2011 Midpoint+ Suiza	Potencial de acidificación, unidades: moles de H^+ equivalentes	8,5 sustancias con un factor específico	EMEP
---------------------------	---	--	------

En la Tabla 11 se muestran los valores de *Accumulated Exceedance* en moles equivalentes de H^+ y normalización que obtenemos según el modelo de cálculo y el factor de normalización correspondiente a esta categoría. En el proceso de normalización los resultados obtenidos del impacto se dividen entre una cifra de referencia para hacerlos más comprensibles. En este caso se dividen por moles equivalentes de H^+ producidos de media por una persona durante el año 2010 (Tabla 2). En la Figura 21 y Figura 22 podemos ver la representación gráfica de los resultados.

Tabla 11. Resultados obtenidos empleando diferentes modelos de cálculo en la categoría de impacto acidificación terrestre.

Modelo	Normalización (nº personas equivalentes/año)	Caracterización (moles equivalentes de H^+)
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10	2,87429E-04	13,5954E-03
ILCD 2011 Midpoint+ Suiza	1,00724E-04	4,76424E-03

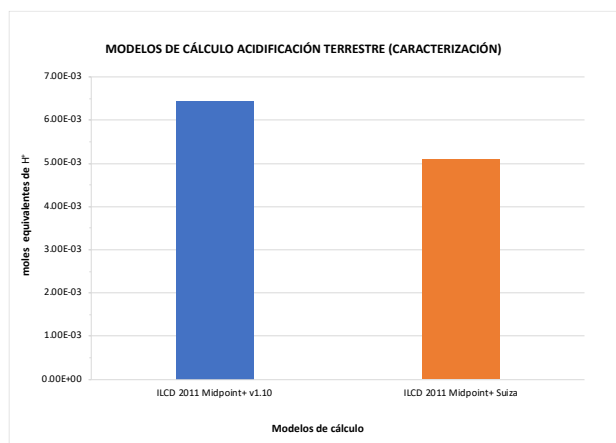


Figura 19. Moles de H^+ equivalentes emitidos durante el proceso de producción de lana de roca empaquetada usando factores genéricos para Europa y factores específicos para Suiza.

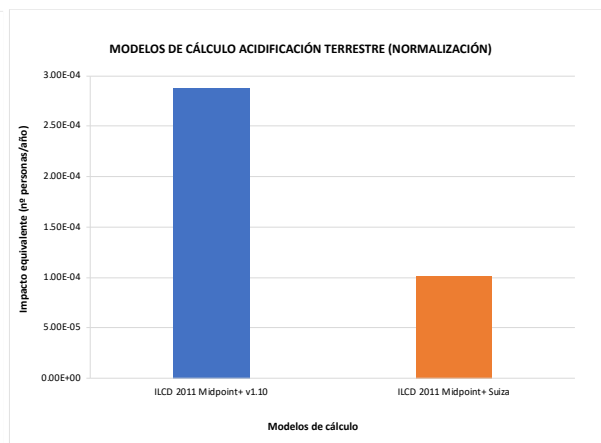


Figura 20. Normalización de los kg equivalentes calculados según la producción media de moles equivalentes de H^+ de una persona al año.

Por un lado, con la fase de normalización vemos que el proceso de producción de 1,08 kg de lana de roca empaquetada en ambas situaciones genera también menos moles equivalentes de H^+ que una persona de media al año (47,3 mol eq H^+ /persona·año).

Como se explica en el Anexo III la diferenciación espacial de los factores de caracterización es muy importante. En los resultados vemos como cambia el resultado de la categoría según si empleamos o no la diferenciación espacial. De nuevo, empleando factores específicos para Suiza, varían los moles totales equivalentes de H^+ , en concreto disminuyendo. Al igual que en la categoría formación de smog fotoquímico, esto podría ser un indicador de que en Suiza la probabilidad de que al introducir en un ecosistema una cantidad de sustancia acidificante se supere su Carga Crítica de Acidez o capacidad tampón causando un proceso de acidificación, es menor que la media europea. Ya que los moles de protones totales que genera la producción de lana de roca en Suiza son inferiores a los moles generados usando factores de caracterización

medios para Europa. Además, la diferencia entre regionalizar el impacto o no hacerlo es considerable, los moles totales disminuyen $8,83\text{E-}03$ unidades.

En la Figura 23 podemos ver una representación gráfica de esta variabilidad espacial que afecta al proceso de acidificación, donde se muestran para qué zonas de Europa se ha calculado que se superarán las Cargas Críticas de Acidez y con qué magnitud para el año 2020. Los cálculos se realizaron para un escenario en el que se reducen las emisiones de sustancias acidificantes de acuerdo con la legislación estatal actual para reducir dichas emisiones. Vemos que las emisiones en países como Bélgica, Holanda o Polonia presentan probabilidades altas de superar las CCA ya sea porque sus suelos son más sensibles y/o sus emisiones son más elevadas.

Por el contrario, aunque se hayan empleado factores de caracterización regionalizados, la región, en este caso todo Suiza, es muy extensa y la CCA de un suelo varía obviamente dentro de un mismo país. Lo óptimo es que la diferenciación sea más sensible y precisa.

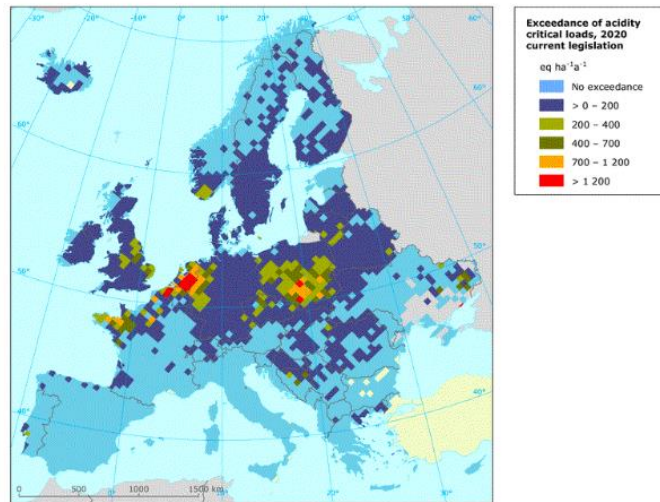


Figura 21. Magnitud de la superación de la Carga crítica de Acidez en 2020. Nota Fuente: European Environment Agency (EEA). (2012). Exceedance of critical loads for acidification by deposition of nitrogen and sulphur compounds in 2020 under Current Legislation to reduce national emissions. Recuperado 8 de mayo de 2019, de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/exceedance-of-critical-loads-for-acidification-by-deposition-of-nitrogen-and-sulphur-compounds-in-2020-under-current-legislation-to-reduce-national-emissions>

3.4.5. Eutrofización

3.4.5.1. El problema ambiental en el contexto del ACV

En el apartado 4. *Las categorías de impacto y sus modelos de caracterización* del Anexo III se explican los procesos de eutrofización en masas de agua dulce y ecosistemas terrestres en el contexto del ACV.

Como ya se ha discutido en la categoría de impacto formación de smog fotoquímico, los modelos de cálculo si que en mayor o menor medida contemplan la diferenciación espacial de los factores, pero no la temporal. En el caso de la eutrofización acuática, esta presenta de forma natural variación estacional. Durante las estaciones de primavera y verano se produce la fertilización de los estratos superiores apareciendo finalmente la anoxia en los inferiores. Con la llegada del otoño y el invierno aparecen corrientes en los lagos que mezclan los estratos desapareciendo la anoxia y así sucesivamente. Por tanto, la magnitud del efecto de un vertido de fertilizantes en un lago no tendrá las mismas consecuencias en invierno que en verano. El problema es que esta variabilidad temporal no lo contemplan todavía los modelos de cálculo.

Por lo que respecta a las sustancias desencadenante de eutrofización, no solo son nutrientes, también materia orgánica, pero por lo general esta sustancia no se clasifica en la categoría de impacto. Aunque algunos modelos si incluyen sustancias orgánicas en base a su Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO). Como por ejemplo los modelos MEEuP o TRACI.

La DQO es la cantidad de oxígeno necesario para oxidar una sustancia por medios químicos. Por tanto, hace referencia tanto a materia orgánica como a otras sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas. Por otro lado, la DBO es el oxígeno necesario para los organismos para materia orgánica en un plazo determinado de tiempo, generalmente 5 días. La DQO y la DBO son dos conceptos relacionados, ya que la DQO incluye en su valor a la DBO.

En la eutrofización solo actúan sustancias orgánicas susceptibles de ser oxidadas, por ello es más recomendable usar la DBO. La razón por la cual la mayoría de los modelos emplean la DQO en vez de la DBO en cambio es porque existen muchos más valores de DQO disponibles proporcionados por análisis de aguas residuales. Mientras que los valores de DBO son más complicados de obtener.

Finalmente, en el proceso de eutrofización acuática solo que consideran como fuentes de contaminantes los vertidos, pero como se ha mencionado en la categoría de acidificación si la masa de agua tiene una superficie considerable también la contaminación vía atmósfera es relevante.

3.4.5.2.El modelo de cálculo

En el Anexo III Apartado 4.5. *Eutrofización* se explica que al igual que en la acidificación, los ecosistemas terrestres y acuáticos presentan una carga crítica que de sobrepasarse desencadenará procesos de eutrofización. Es decir, esta categoría de impacto requiere también que los factores de caracterización se diferencien espacialmente teniendo en cuenta su sensibilidad a desencadenar el proceso de eutrofización. Para ello se suele emplear los conceptos de Carga Crítica de Nitrógeno para los ecosistemas terrestres y Carga Crítica de Fósforo para los acuáticos, desarrollados en el Anexo III.

Dado que la eutrofización terrestre y la acuática son procesos muy distintos hay modelos más adecuados para cada uno. El modelo ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 aborda la eutrofización de agua dulce y la terrestre como dos categorías de impacto independientes.

Por motivos similares a los presentados en la categoría de impacto acidificación, el Accumulated Exceedance es el modelo que recomienda ILCD (2011) y emplea el modelo ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 para la categoría de eutrofización terrestre. Lo usan organismos reconocidos como la Comisión Europea. Incluye factores de caracterización que distinguen entre áreas sensibles y no sensibles. Al igual que para la acidificación, utiliza el modelo EMEP de dispersión de contaminantes junto con una base de datos de cargas críticas. Además, se centra en los compuestos nitrogenados, requisito explicado en el Anexo III. Presenta factores de caracterización específicos para cada país para: el amoníaco, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno (NOx).

Por el contrario, debido a la naturaleza de los procesos de la eutrofización acuática expuestos en el Anexo III no existe todavía un modelo que modelice adecuadamente el transporte y vertido de contaminantes a las masas de agua. ILCD (2011) recomienda y emplea los cálculos del modelo ReCiPe para la categoría eutrofización acuática, ya que ReCiPe emplea para modelizar

los vertidos el mejor modelo disponible denominado CARMEN. CARMEN "CAuse effect Relation Model for Environmental policy Negotiations" fue desarrollado en 1995 para la predicción de la calidad de las aguas superficiales a partir de los *inputs* de nitrógeno y fósforo a escala europea. Por otro lado, ReCiPe para modelizar las deposiciones atmosféricas emplea el modelo de dispersión EUTREND. ReCiPe ha desarrollado factores de caracterización específicos solo para dos sustancias por país, fósforo en general y el ion fosfato,

Por el contrario, al igual que ocurre en las anteriores categorías acidificación y formación de smog fotoquímico, SimaPro no tiene implementados los factores regionales para la eutrofización acuática y la terrestre desarrollados en este caso por ReCiPe y Accumulated Exceedance. Pero se pueden sustituir los factores genéricos para Europa por los específicos disponibles para Suiza.

Por lo que respecta al papel de las sustancias orgánicas en el proceso de eutrofización, el modelo ILCD Midpoint 2011+ para los cálculos en la eutrofización terrestre no proporciona por ejemplo ningún factor de caracterización para ninguna clase de sustancia orgánica. Por el contrario, para la eutrofización acuática sí contempla una sustancia orgánica, "estiércol aplicado". Únicamente de ese *input* se contabiliza su contenido en P. Aunque en la producción de lana de roca no se genera como *output* y por ello dicha sustancia no influye en el potencial de eutrofización que causa la lana de roca.

En la Tabla 12 se resumen las características de cálculo de los diferentes modelos revisados con sus respectivas variaciones.

Tabla 12. Características del cálculo para el impacto en la eutrofización terrestre y la acuática.

Eutrofización	Modelo	Adaptado del modelo	Factor de caracterización	Nº de sustancias caracterizadas	Diferenciación espacial
Terrestre	ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Europa)	Accumulated Exceedance	Potencial de Eutrofización en moles equivalentes de N	7	Ninguna
Terrestre	ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Suiza)	Accumulated Exceedance	Potencial de Eutrofización en moles equivalentes de N	7	Factores específicos para cada país solo para óxidos de nitrógeno, amoníaco y dióxido de nitrógeno.
Agua dulce	ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Europa)	ReCiPe v1.05	Potencial de Eutrofización en kg equivalentes de P	10	Ninguna
Agua dulce	ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Suiza)	ReCiPe v1.05	Potencial de Eutrofización en kg equivalentes de P	10	Factores específicos para cada país solo para fósforo e ion fosfato

En la Tabla 13 y Tabla 14 se muestran los cálculos de caracterización en moles equivalentes de N y kg equivalentes de P y normalización obtenidos según el modelo de cálculo analizado para

la eutrofización terrestre y acuática respectivamente. En el proceso de normalización los resultados obtenidos del impacto se dividen entre una cifra de referencia para hacerlos más comprensibles. En este caso se dividen por moles equivalentes de N producidos de media por una persona durante el año 2010 (Tabla 2).

En la Figura 24 y Figura 25 podemos ver la representación gráfica de los resultados para la eutrofización terrestre y en la Figura 26 y Figura 27 para la eutrofización en agua dulce.

Tabla 13. Resultados obtenidos empleando diferentes modelos de cálculo en la categoría de impacto eutrofización terrestre.

Modelo	Normalización (nº personas equivalentes/año)	Caracterización (moles equivalentes de N)
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Suiza)	1,41192E-04	2,48499E-02
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Europa)	1,26878E-04	2,23305E-02

Tabla 14. Resultados obtenidos empleando diferentes modelos de cálculo en la categoría de impacto eutrofización de agua dulce.

Modelo	Normalización (nº personas equivalentes/año)	Caracterización (kg equivalentes de P)
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Suiza)	1,01951E-03	1,50888E-03
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Europa)	3,49408E-04	5,17123E-04

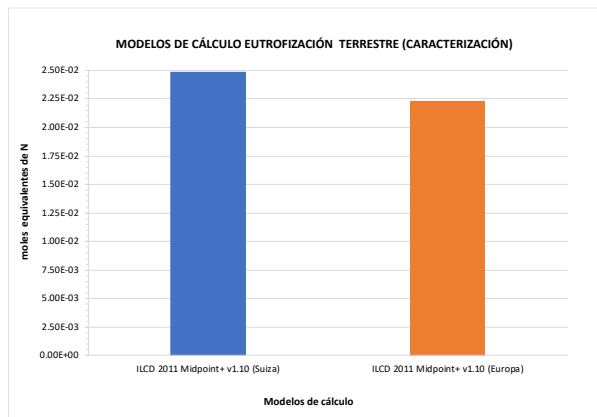


Figura 22. Moles de N equivalentes emitidos durante el proceso de producción de lana de roca empaquetada usando factores genéricos para Europa y factores específicos para Suiza.

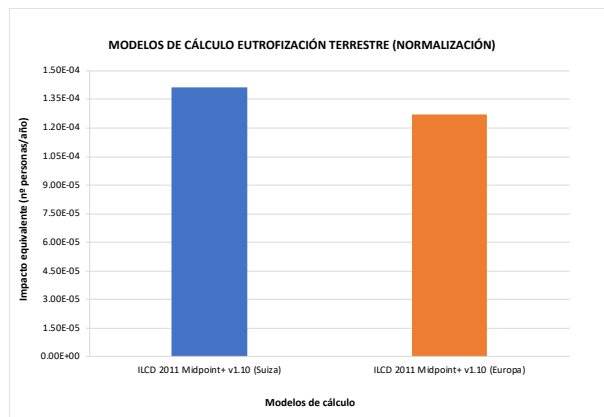


Figura 23. Normalización de los moles equivalentes calculados según la producción media de moles equivalentes de N de una persona al año.

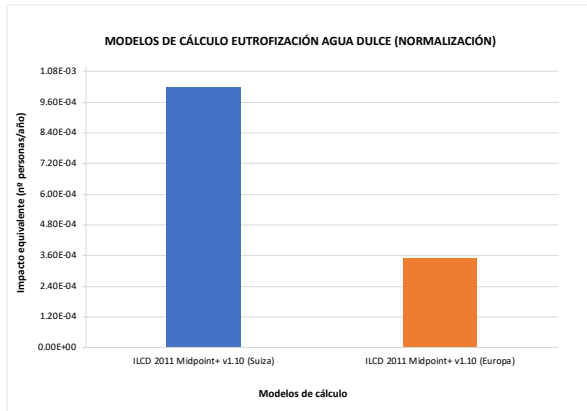


Figura 24. Normalización de los kg equivalentes calculados según la producción media de kg equivalentes de P de una persona al año.

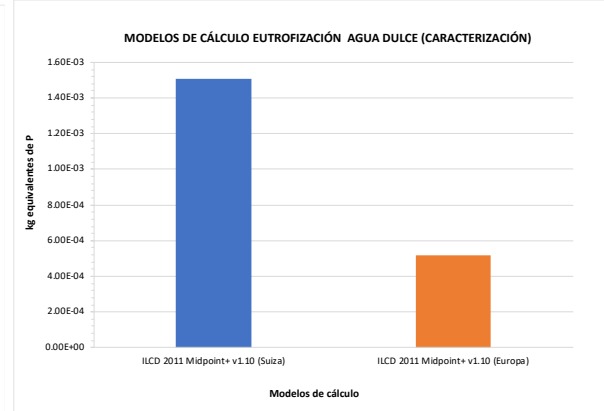


Figura 25. kg de P equivalentes emitidos durante el proceso de producción de lana de roca empaquetada usando factores genéricos para Europa y factores específicos para Suiza.

Por lo que respecta a la normalización la producción de 1,08 kg de lana de roca empaquetada lista para su consumo genera en todas las situaciones menos kg equivalentes de P o moles equivalentes de N que una persona de media al año (176 mol eq. de N y 1,4799 kg eq. de P).

Tanto para en la eutrofización terrestre como la acuática los resultados de la caracterización son superiores usando factores regionales para Suiza en comparación con los genéricos para cualquier región de Europa. Las diferencias son más notables en la eutrofización acuática, donde usando factores genéricos la producción de lana de roca empaquetada genera 9.91754E-04 kg equivalentes de P menos que usando factores específicos para Suiza. Efectivamente el factor de caracterización para el fósforo y el anión fosfato son notablemente superiores: 2,95 y 0,964 kg eq. de P respectivamente, que los genéricos: 1 y 0,33 kg eq. de P respectivamente. Esta variación de los resultados según la zona reafirma la necesidad de diferenciación espacial de esta categoría de impacto.

En la Figura 28 vemos el número de lagos y reservas donde se mide la concentración de fósforo por país y su contenido en fósforo en 2009. Por ejemplo, España tenía 96 lagos de los cuales casi la mitad presentaban entre 50-125 µg/l de fósforo, mientras que, Holanda de los 112 lagos más de la mitad presentaban 125-250 µg/l de fósforo. Vemos como la variación espacial de los factores que influyen en la eutrofización no es lo suficientemente pequeña como para asumir un factor de caracterización general para todo Europa.

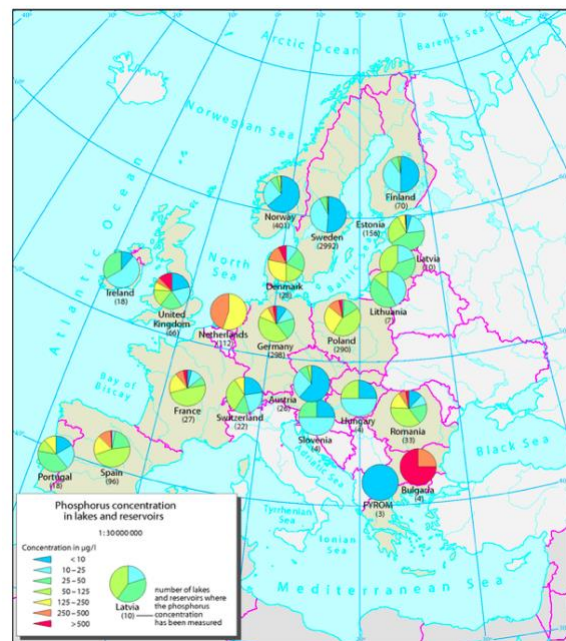


Figura 26. Numero de lagos y reservas de agua donde se monitoriza el fósforo y su contenido, por país. Nota Fuente: European Environment Agency (EEA). (2009). Phosphorus concentration in European lakes and reservoirs. Recuperado 9 de mayo de 2019, de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/phosphorus-concentration-in-european-lakes-and-reservoirs>

Aun y todo es necesario que la diferenciación espacial sea más precisa y no sea solo a nivel de país. Ya que, por ejemplo, en Europa existen las denominadas Zonas Vulnerables definidas por la Directiva Europea 91/676. El objetivo de esta directiva es proteger las aguas de la contaminación por nitratos agrícolas. Las Zonas Vulnerables son todas las superficies conocidas del territorio europeo cuya escorrentía fluya hacia aguas superficiales o subterráneas con concentraciones de nitrato mayores de 50 mg/L. Son por tanto zonas de especial interés al cuantificar los impactos ambientales de la contaminación por nitratos, y no pueden ser consideradas de igual sensibilidad que otras áreas de un mismo país. Por el contrario, al usar factores específicos para un país determinado, se valoran el impacto en una zona vulnerable y el impacto en una zona no vulnerable como equivalentes.

3.5. El proceso de clasificación de la EICV

En el Apartado 3. *Clasificación* del Anexo III se explica esta fase obligatoria del EICV. SimaPro automáticamente asocia cada *input* y *output* del proceso de producción de lana de roca empaquetada a una categoría de impacto y a su correspondiente factor de caracterización.

Después de realizar los cálculos, el programa nos informa del número de *inputs* y *outputs* que no se han clasificado en ninguna categoría y que por tanto no se ha analizado su potencial impacto ambiental. En la Tabla 15 se muestra el número de flujos de sustancia (*inputs* y *outputs*) recopilados en conjunto de datos de la producción de lana de roca empleado en el análisis. Si calcular el impacto para todas las categorías de impacto escogidas según los siguientes modelos:

- Categoría eutrofización terrestre, modelo: ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Europa)
- Categoría eutrofización acuática, modelo: ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Europa)
- Categoría reducción de la capa de ozono, modelo: ILCD 2011 Midpoint (NOx)
- Categoría calentamiento global, modelo: IPCC GWP 100a
- Categoría acidificación terrestre, modelo: ILCD 2011 Midpoint+ v1.10
- Categoría formación de smog fotoquímico, modelo: ILCD 2011 Midpoint+ v1.10

Tabla 15. *Flujos de sustancias del proceso de producción de lana de roca empaquetada definidos en el conjunto de datos empleado para el análisis.*

Consumo de recursos	487
Emisiones	700
Vertidos	720
Residuos	316
Total	2223

De todas las sustancias se quedan sin clasificar 1369, es decir, no se está evaluando el impacto ambiental correspondiente de 1369 sustancias. Esto es debido a que no se han calculado categorías de impacto como ecotoxicidad, toxicidad humana, consumo de recursos... y además porque habrá sustancias del sistema para las cuales no hay disponible un factor de caracterización. El usuario debe intentar disminuir las sustancias desclasificadas, aunque no siempre es posible y según la normativa vigente siempre debe comunicar de forma transparente en los resultados del análisis que sustancias no se han incluido en el.

Cabe mencionar que, si se quedan 5 flujos de sustancia sin clasificar empleando el método IPCC GWP 100a por ejemplo, esto no quiere decir que 5 sustancias con potencial de calentamiento global no se han incluido en el cálculo de los kg de CO₂ equivalentes totales. SimaPro desconoce que sustancias son causantes de un determinado impacto ambiental, simplemente correlaciona los factores de caracterización que encuentra disponibles con la sustancia correspondiente. El usuario es el que debe clasificar manualmente esas 1369 sustancias, y en consecuencia conocer los problemas asociados a la naturaleza de cada sustancia para poder clasificarlas en el impacto ambiental que les corresponde.

4. CONCLUSIONES

El Análisis del Ciclo de Vida es una herramienta con mucho potencial para convertirse en el análisis de impactos ambientales de preferencia por las siguientes razones:

- 1) Su filosofía es una de las más estrictas respecto a otras herramientas de evaluación ambiental ya que busca analizar todos los impactos ambientales de todo el ciclo de vida de un producto. Por ejemplo, las DAP no están obligadas a contemplar dichos límites del sistema.
- 2) Hace uso de un parámetro denominado Unidad Funcional que facilita la comparación objetiva entre productos tangibles y servicios.
- 3) Permite abarcar un gran número de problemas medioambientales y en base al marco metodológico actual, los problemas ambientales futuros también podrán incluirse en el análisis.

Por el contrario, el Análisis del Ciclo de Vida aún es muy inmaduro como para evaluar medioambientalmente por sí solo un producto o servicio ya que en general, no existe suficiente estandarización ni homogeneización en el marco metodológico del análisis. Y la normativa existente para cada una de las fases es considerablemente flexible. Como consecuencia el usuario se enfrenta a numerosos problemas al desarrollar cada una de las fases del ACV:

En primer lugar, por lo que respecta a la fase de Definición del Alcance y Objetivo:

- 1) Los requisitos que debe cumplir la Unidad Funcional según la normativa no están bien definidos. Según la normativa la Unidad Funcional debe representar la función que desempeña el producto, pero en el caso de los aislantes térmicos hay infinidad de funciones según qué se quiera aislar: una casa de 90 m², un tejado, una pared... Por ejemplo en el caso práctico se ha realizado el ACV de 1,08 kg de lana de roca que cumplen una función de aislar térmicamente 1 m² de superficie. Pero si se emplean las láminas del caso práctico para aislar un tejado de 245 m², se emplearían 264,6 kg de lana de roca, y por tanto el impacto de el producto sería mucho mayor, porque su función se ha visto ampliada. Lo idóneo sería que se especificase una Unidad Funcional estándar a cada Categoría de Producto, por ejemplo, para los aislantes térmicos podría ser aislar una cubierta con una superficie determinada.
- 2) Aunque la filosofía del ACV sea muy estricta y especifique que siempre los análisis sean *de la cuna a la tumba*, la normativa no lo exige y por ello los usuarios rara vez emplean estos límites del sistema.
- 3) Durante esta fase deben elegirse las categorías de impacto, pero no existen directrices para elegirlos. Tampoco se especifica que modelos de cálculo deben emplearse.

En segundo lugar, por lo que respecta a la fase de ICV:

- 1) Es muy complicado recopilar datos y sin datos no puede realizarse el ACV correctamente. Además, las principales bases de datos tienen un coste de suscripción elevado. Esta falta de datos disponibles puede ser la razón por la que la normativa no exija todavía que los ACV se realicen *de la cuna a la tumba*. Usando dichos límites del sistema la necesidad de datos sería mayor y sería más complejo llevar a cabo los análisis.

- 2) Por lo general las bases de datos proporcionan muy poca información sobre el origen y procesamiento de cada conjunto de datos. Esto añade incertidumbre y disminuye la fiabilidad de todo el análisis.

En tercer lugar, por lo que respecta a la fase de EICV:

- 1) Los modelos de factores de caracterización empleados en la EICV son muy complejos de comprender a no ser que el usuario sea un experto en el problema ambiental que abarcan.
- 2) Los usuarios deben tener conocimientos avanzados de física, biología, química, ecología...para comprender los problemas ambientales que están analizando y evaluar la adecuación de los cálculos a la realidad del problema ambiental. Esto también es importante en la fase de clasificación que, aunque SimaPro la realice de forma automática, el usuario deberá asignar manualmente flujos de sustancias a sus respectivas categorías de impacto.
- 3) La información sobre los modelos de caracterización no siempre es fácil de obtener, por lo que en ocasiones se desconoce cómo se están realizando los cálculos y cómo se han desarrollado los factores de caracterización.
- 4) Los programas informáticos actuales para realizar ACV no se han desarrollado a la par de los avances científicos sobre cada problema ambiental. Por ejemplo, muchas prestaciones de los modelos de cálculo, como factores específicos para una localización determinada, no están implementados en los programas informáticos y no se puede hacer uso de ellos o el usuario debe adaptarlos por su cuenta.
- 5) En lo referido a la categoría de impacto sobre el Cambio Climático tipo Midpoint:
 - a) Su nombre estándar debería ser “Calentamiento Global”.
 - b) Son necesarios factores de caracterización que recojan otros factores potenciales de calentamiento como los aerosoles o deforestación.
 - c) Los modelos de cálculo deberían emplear las versiones más recientes del factor de caracterización *Global Warming Potential*.
 - d) El *Global Warming Potential* no es representativo para muchos GEI en especial para los de corta duración en la atmósfera y los usuarios deben decidir que horizonte emplear.
- 6) En lo referido a la categoría de impacto denominada Reducción de la capa de ozono:
 - a) Los modelos de cálculo deben centrarse ahora en desarrollar factores de caracterización que calculen los efectos de otros factores, además de los HFC, que alteran los ciclos de formación y destrucción del ozono estratosférico. Como por ejemplo factores para otras sustancias como el N₂O
- 7) En lo referido a la categoría de impacto denominada Formación de smog fotoquímico:
 - a) Debería escogerse un nombre estándar más representativo para esta categoría de impacto como por ejemplo “formación fotoquímica de ozono”.
 - b) En el caso práctico se ha comprobado como usar un factor específico para Suiza modifica considerablemente los resultados en comparación con usar uno genérico para todo Europa. Por el contrario solo hay desarrollados factores para dos sustancias. Además, el nivel de diferenciación espacial es muy pequeño, únicamente a nivel de país, lo idóneo sería que los factores de caracterización fueran desarrollados para áreas más pequeñas. Porque efectivamente los factores que influyen en la formación de smog no solo varían entre países si no también dentro de cada país.

- c) Todavía no se ha desarrollado ninguna metodología que incluya la variable tiempo en el ACV. Para esta categoría de impacto es muy importante ya que en la formación de ozono troposférico influye mucho la meteorología la cual presenta una variación alta en el tiempo.
- 8) En lo referido a las categorías de impacto de acidificación:
- a) El ACV excluye de la evaluación de impactos muchos procesos de acidificación como la acidificación de los océanos cuando se tiene evidencias científicas de la existencia de estos problemas ambientales.
 - b) La concepción del proceso de acidificación de las masas de agua en el ACV es incompleta, ya que se considera que la acidificación terrestre precede a la acuática. Y por ejemplo un lago de extensión considerable puede también verse acidificado por disposiciones atmosféricas, no solo por vertidos o lixiviados. Además, no existen modelos de cálculo que el ILCD haya considerado adecuados para emplear en la acidificación acuática.
 - c) Como en otras categorías de impacto la regionalización también es muy importante pero escasa o inexistente en los modelos de caracterización.
- 9) En lo referido a las categorías de impacto Eutrofización terrestre y acuática:
- a) Al igual que en otras categorías la regionalización no es suficientes, solo hay factores específicos para unas pocas sustancias y la diferenciación espacial es solo a nivel de país.
 - b) Apenas hay factores de caracterización para sustancias orgánicas.
 - c) Con los modelos de cálculo actuales para calcular el impacto, se ignora la variabilidad estacional del proceso de eutrofización acuática.

5. BIBLIOGRAFÍA

- AENOR. (2006a). UNE-EN ISO 14040: Gestión medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y Marco de Referencia. Madrid: AENOR
- AENOR. (2006b). UNE-EN ISO 14044: Gestión medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y directrices. Madrid: AENOR
- AENOR. (2006c). UNE-EN 15804:2012+A1: Sostenibilidad en la construcción. Declaraciones ambientales de producto. Reglas de categoría básicas para productos de construcción. Madrid: AENOR
- Bach, V., Moeller, F., Finogenova, N., Emara, Y., y Finkbeiner, M. (2016). Characterization model to assess ocean acidification within life cycle assessment. *INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT*, 21(10), 1463-1472. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1121-x>
- Bare, J., Hofstetter, P., Pennington, D., y de Haes, H. (2018). Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. Recuperado de http://doc.rero.ch/record/322123/files/11367_2008_Article_BF02978665.pdf
- Basanez, A., de Alegria, I. M., de Basurto, P. D., e Insunza, G. (2018). Use of life cycle assessment by companies in the Basque region. Results of survey research. *JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION*, 204, 20-32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.216>
- Bonan, G. B. (2008). Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science*. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsagr&AN=edsagr.US201300905876&site=eds-live>
- Borsato, E., Giubilato, E., Zabeo, A., Lamastra, L., Criscione, P., Tarolli, P., ... Pizzol, L. (2019). Comparison of Water-focused Life Cycle Assessment and Water Footprint Assessment: The case of an Italian wine. *Science of the Total Environment*, 666, 1220-1231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.331>
- Burszta-Adamiak, E., y Fiałkiewicz, W. (2018). Water footprint as indicator of water resources consumption by crop production in the Lower Silesian Voivodeship. *Inżynieria Ekologiczna*, 19(6), 71-79. <https://doi.org/10.12912/23920629/95281>
- Calatrava-Requena, J. (2012). Indicadores básicos de la Sustentabilidad: HUELLA ECOLÓGICA, HUELLA DE CARBONO Y HUELLA HÍDRICA. Granada.
- Carabaño, R. (2015). *Caracterización y análisis comparativo del comportamiento medioambiental de los materiales de aislamiento térmico utilizados en la envolvente del edificio, en función del sistema constructivo y de la situación geográfica*. E.T.S. Arquitectura (UPM). Recuperado de http://oa.upm.es/40885/#.XEc_G_AJVho.mendeley
- Curran, M.A. (2014). Strengths and Limitations of Life Cycle Assessment. En W. Klöpffer. (Ed.), *Background and future prospects in Life Cycle Assessment* (pp. 189-206). Springer

Netherlands

- De Girolamo, A. M., Miscioscia, P., Politi, T., y Barca, E. (2019). Improving grey water footprint assessment: Accounting for uncertainty. *Ecological Indicators*, 102, 822-833. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.040>
- Dong, Yahong, y Thomas Ng, S. (2016). *A modeling framework to evaluate sustainability of building construction based on LCSA*. *The International Journal of Life Cycle Assessment* (Vol. 21). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1044-6>
- Dong, Yan, Miraglia, S., Manzo, S., Georgiadis, S., Sorup, H. J. D., Boriani, E., ... Hauschild, M. Z. (2018). Environmental sustainable decision making- The need and obstacles for integration of LCA into decision analysis. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & POLICY*, 87, 33-44. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.05.018>
- Dylewski, R., y Adamczyk, J. (2014). Life cycle assessment (LCA) of building thermal insulation materials. *Eco-efficient Construction and Building Materials*, 267-286. <https://doi.org/10.1533/9780857097729.2.267>
- EPLCA – European Platform on LCA-About us. (s. f.). Recuperado 20 de mayo de 2019, de <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/aboutUs.html>
- EUR-Lex - Síntesis de la legislación de la UE. (s. f.). Recuperado 5 de mayo de 2019, de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128011>
- European Comission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability. (2010a). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Hanbook. General guide for Life Cycle Assessment-Detailed guidance*. Publications Office of the European Union.
- European Comission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability. (2010b). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators*. Publications Office of the European Union.
- European Comission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability. (2011). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context*. Publications Office of the European Union.
- European Environment Agency (EEA). (2009). Phosphorus concentration in European lakes and reservoirs. Recuperado 9 de mayo de 2019, de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/phosphorus-concentration-in-european-lakes-and-reservoirs>
- European Environment Agency (EEA). (2012). Exceedance of critical loads for acidification by deposition of nitrogen and sulphur compounds in 2020 under Current Legislation to reduce national emissions. Recuperado 8 de mayo de 2019, de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/exceedance-of-critical-loads-for-acidification-by-deposition-of-nitrogen-and-sulphur-compounds-in-2020-under-current-legislation-to-reduce-national-emissions>
- Fabry, V., Langdon, C., Balch, W., Dickson, A., Feely, R., Hales, B., ... Andersson,

- Andreas Barry, J. (2010). *Present and Future Impacts of Ocean Acidification on Marine Ecosystems and Biogeochemical Cycles*.
- Fauzi, R. T., Lavoie, P., Sorelli, L., Heidari, M. D., y Amor, B. (2019). Exploring the current challenges and opportunities of Life Cycle Sustainability Assessment. *Sustainability (Switzerland)*, 11(3). <https://doi.org/10.3390/su11030636>
- Glosario de las síntesis - EUR-Lex. (s. f.). Recuperado 5 de mayo de 2019, de https://eur-lex.europa.eu/summary/glossary/green_paper.html?locale=es
- Haie, N., Freitas, M. R., y Pereira, J. C. (2018). Integrating Water Footprint and Sefficiency: Overcoming Water Footprint Criticisms and Improving Decision Making. *WATER ALTERNATIVES-AN INTERDISCIPLINARY JOURNAL ON WATER POLITICS AND DEVELOPMENT*, 11(3), 933-956. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edswsc&AN=000446604400024&site=eds-live>
- Hill, C., Norton, A., y Dibdiakova, J. (2018). A comparison of the environmental impacts of different categories of insulation materials. *ENERGY AND BUILDINGS*, 162, 12-12-20. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.12.009>
- Hösel, C., Hesse, C., y Pestinger, R. (2019). Social sustainability as a target figure in life cycle assessment: Development of a catalogue of criteria for measuring the social dimension. *Sustainable Production, Life Cycle Engineering and Management*. Institute for Competence, Communication and Sports, Mittweida University of Applied Sciences, Technikumplatz 17, Mittweida, 09648, Germany: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-12266-9_3
- IHOBE. (2009). *Análisis de Ciclo de vida y Huella de Carbono. Dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto*. (S. A. S. P. de G. A. IHOBE, Ed.).
- IPCC. (2000). *INFORME ESPECIAL DEL IPCC. USO DE LA TIERRA CAMBIO DE USO DE LA TIERRA Y SILVICULTURA*.
- IPCC. (2014). *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 págs.
- Klöpffer, W. (2014). Introducing Life Cycle Assessment and its presentation in 'LCA Compendium'. En W. Klöpffer. (Ed.), *Background and future prospects in Life Cycle Assessment* (pp. 1-37). Springer Netherlands
- Klöpffer, W., y Grahl, B. (2014). *Life cycle assessment : (LCA) : a guide to best practice*. (W. Klöpffer, Ed.) (first). Weinheim,: Wiley-VCH. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat03043a&AN=bupn.00410429&site=eds-live>
- Lane, J.L., y Lant, P. (2012). Including N2O in ozone depletion models for LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(2), 252-257. <https://doi.org/10.1007/s11367-011->

0362-y

- Lane, J.L. (2015). Stratospheric Ozone Depletion. En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 51-74). Springer Netherlands
- Lasvaux, S., Habert, G., Peuportier, B., y Chevalier, J. (2015). Comparison of generic and product-specific Life Cycle Assessment databases: application to construction materials used in building LCA studies. *INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT*, 20(11), 1473-1473-1490. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0938-z>
- Le Roux, B., van der Laan, M., Gush, M. B., y Bristow, K. L. (2018). Comparing the usefulness and applicability of different water footprint methodologies for sustainable water management in agriculture. *IRRIGATION AND DRAINAGE*, 67(5), 790-799. <https://doi.org/10.1002/ird.2285>
- Levasseur, A. (2015). Climate Change. En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 39-50). Springer Netherlands
- Li, Z., Gong, X. Z., Wang, Z. H., Liu, Y., Ma, L. P., Wang, S. P., y Guo, J. (2014). Life Cycle Assessment of Rock Wool Board and EPS Board. En *Energy, Environment and Functional Materials* (Vol. 787, pp. 106-110). Trans Tech Publications. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.787.106>
- Masanet, E., y Chang, Y. (2014). Who Cares About Life Cycle Assessment? : A Survey of 900 Prospective Life Cycle Assessment Practitioners. *Journal of Industrial Ecology*, 18(6), 787-791. Recuperado de <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4891293>
- MTHIMKHULU, S. N. (2018). The water footprint concept as an adaptation mechanism to cope with water shortages in the sugar industry in Swaziland : A case study of the Usuthu River Basin. Recuperado de <https://doi.org/10.26180/5b8375d1392cf>
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura y H. Zhang (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. En IPCC Working Group I, *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* (pp. 659-740). Reino Unido: Cambridge University Press.
- Palacios, L. (2014). Estudio del efecto directo de los aerosoles atmosféricos sobre Europa. En *Congreso Nacional del Medio Ambiente*.
- PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., y Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 1: goal and scope and inventory analysis. *INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT*, 13(4), 290-300. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x>
- Rosenbaum, R.K. (2017). Selection of Impact Categories, Category Indicators and Characterization Models in Goal and Scope Definition. En M.A. Curran. (Ed.), *Goal and Scope definition in Life Cycle Assessment* (pp. 63-123). Springer Netherlands

- Safitri, L., Hermantoro, H., Purboseno, S., Kautsar, V., Saptomo, S. K., y Kurniawan, A. (2018). Water Footprint and Crop Water Usage of Oil Palm (*Eleasis guineensis*) in Central Kalimantan: Environmental Sustainability Indicators for Different Crop Age and Soil Conditions. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w11010035>
- Sarofim, M.C., y Giordano, M. R. (2018). A quantitative approach to evaluating the GWP timescale through implicit discount rates. *Earth System Dynamics*, 9(3), 1013-1024. <https://doi.org/10.5194/esd-9-1013-2018>
- Sarofim, M.C. (2012). GTP of Methane: Modeling Analysis of Temperature Impacts of Methane and Carbon Dioxide Reductions. *Environmental modeling and assessment*. <https://doi.org/10.1007/s10666-011-9287-x>
- Schmidt, A., Jensen, A., Clausen, A., Kamstrup, O., y Postlethwaite, D. (2004). A Comparative Life Cycle Assessment of Building Insulation Products made of Stone Wool, Paper Wool and Flax: Part 1: Background, Goal and Scope, Life Cycle Inventory, Impact Assessment and Interpretation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9, 53-66.
- Steinbrecht, W., Hegglin I, M., Harris, N., y Weber, M. (2018). Is global ozone recovering? *COMPTES RENDUS GEOSCIENCE*, 350(7), 368-375. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2018.07.012>
- Su, X., Luo, Z., Li, Y., y Huang, C. (2016). Life cycle inventory comparison of different building insulation materials and uncertainty analysis. *Journal of Cleaner Production*, 112, 275-275-281. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.113>
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G. J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., ... Norris, G. (2004). System boundary selection in life-cycle inventories using hybrid approaches. *Environmental Science & Technology*. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cmedm&AN=14968848&site=eds-live>
- Tingley, D. D., Hathway, A., y Davison, B. (2015). An environmental impact comparison of external wall insulation types. *BUILDING AND ENVIRONMENT*, 85, 182-182-189. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.11.021>
- UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. (2011). *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment*.
- Varriale, R. (2018). New water footprint indicators for urban water cycle. Recuperado de <http://www.serena.unina.it/index.php/tema/article/view/5616>
- Vedrenne, M., Pérez, J., Lumbreras, J., y Rodríguez, M. E. (2014). Life cycle assessment as a policy-support tool: The case of taxis in the city of Madrid. *Energy Policy*, 66, 185-197. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.073>
- Wang, F., Wang, S., Li, Z., You, H., Aviso, K. B., Tan, R. R., y Jia, X. (2019). Water footprint sustainability assessment for the chemical sector at the regional level. *Resources, Conservation & Recycling*, 142, 69-77. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.009>

**ANEXO I. LA FASE DE
DEFINICIÓN DEL ALCANCE Y
EL OBJETIVO DEL ACV.**

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	DEFINICIÓN DE LA UNIDAD FUNCIONAL.....	1
3.	LOS LÍMITES DEL SISTEMA	2
4.	BIBLIOGRAFÍA	7

1. INTRODUCCIÓN

En el presente Anexo se desarrollan los puntos más conflictivos de la primera fase del Análisis del Ciclo de Vida y su estado del arte. Se discuten en concreto la definición de la Unidad Funcional y los límites del sistema a considerar. La selección de los impactos a evaluar es un proceso que debe realizarse también en esta primera fase del ACV, pero se discute en el Anexo III dado que tiene relación con la fase de evaluación de impactos que se desarrolla en ese mismo Anexo III.

2. DEFINICIÓN DE LA UNIDAD FUNCIONAL

Recordemos que era la Unidad Funcional lo que diferenciaba al ACV de otros estudios de impactos ambientales. Es fundamental por tanto la correcta definición de la unidad a la cual será relativo todo el sistema. En primer lugar, deberá representar la función que desempeña el producto, para que todos los flujos de entrada y salida de materia y energía sean relativos al propósito que desempeña el producto objeto del análisis. De forma que los impactos que genere el producto evaluado sean representativos del uso que se va a hacer de dicho producto.

Por ejemplo, al analizar los impactos ambientales que genera una bolsa de tela, debe tenerse en cuenta no solo cuantos kg puedo cargar en ella, si no también cuantas veces voy a poder cargarlos. Si no incluimos en la definición de la Unidad Funcional que la bolsa de tela tiene una determinada vida útil, los resultados no serán realmente representativos. La Unidad Funcional fallaría a la hora de representar la función que verdaderamente realiza el producto.

En segundo lugar, cuando en la definición del objetivo se busca una comparación del comportamiento medioambiental entre varios productos, dicha unidad funcional debe ser representativa de la función que van a desempeñar todos los productos fruto de la comparación. Es aquí donde la Unidad Funcional cobra especial importancia, cuando se están evaluando sistemas productivos diferentes. Porque es fundamental que las comparaciones se realicen en base a una unidad funcional común y representativa para todos los sistemas (AENOR, 2006a).

Si se comparara la bolsa de tela con una de “usar y tirar”, respecto de los kg que podemos cargar en ellas, el hecho de que la de plástico sea de “usar y tirar” no se consideraría en la evaluación y el impacto ambiental que supone se pasaría por alto. De hecho, Bisinella, Albizzati, Astrup, y Damgaard (2018) realizaron el ACV comparativo y desde la *cuna a la tumba* de bolsas de diferentes materiales (diferentes plásticos, papel, algodón, recicladas...) empleando como unidad funcional cargar durante un trayecto desde el supermercado al hogar un volumen de 22 litros con un peso medio de 12 kg. Al contemplar un único uso por bolsa, los resultados del ACV mostraron que por ejemplo la bolsa de algodón convencional era la que más calentamiento global producía. Por el contrario, calcularon después el número de veces que debía emplearse cada bolsa para reducir su impacto hasta ser equivalente al de la bolsa de polietileno de baja densidad. Concluyeron que la bolsa de algodón convencional si se usaba menos de 53 veces, producía más kg equivalentes de CO₂ que la bolsa de polietileno.

Curran (2017) pone el ejemplo del ACV comparativo de una pastilla de jabón y un bote de jabón líquido. Lo ideal sería definir como Unidad Funcional por ejemplo que 30 personas se laven las manos, y realizar la comparación de la masa que se consume tanto del jabón en pastilla como en formato líquido. No tiene lógica comparar una pastilla de jabón con un bote porque uno de los dos tiene capacidad para ser usado un número distinto de veces.

Adicionalmente, definir una correcta unidad funcional nos permite comparar objetivamente por ejemplo un servicio con un producto físico, basándonos en las funciones equivalentes que desempeñan gracias a la unidad funcional.

En algunas comparaciones de productos, uno de los sistemas tiene una función o valor añadidos que los demás sistemas no tienen y debe tenerse en cuenta. Un ejemplo muy claro se da al realizar un ACV para la comparación de diferentes sistemas de gestión de residuos, cuya unidad funcional puede ser la gestión de 1 kg de residuos domésticos. La incineración de residuos y el vertido de estos en un vertedero cumplen con la misma función, ambos pueden gestionar 1 kg de residuos domésticos, pero uno de ellos implica un aprovechamiento energético mientras que el otro no (Klöpffer y Grahl, 2014).

Para comparar ambos sistemas adecuadamente, la unidad funcional debe ser ampliada. Por ejemplo: gestión de 1 kg de residuos domésticos más el suministro de energía que conlleva. Pero entonces la deposición en vertedero tendría menor impacto ambiental. Por ello además de ampliar la Unidad Funcional, el sistema de vertido en vertedero debe ampliarse también con los impactos ambientales que supone dicho suministro de energía (Klöpffer y Grahl, 2014).

Finalmente, una vez definida la unidad funcional, es necesario calcular el flujo de referencia, que se define como la cantidad de producto necesaria para cumplir la Unidad Funcional. El flujo de referencia expresa cuantitativamente la Unidad Funcional. El flujo de referencia, por consiguiente, es el dato que realmente se utiliza para el cálculo de los *inputs* y *outputs* del sistema, i.e. de las materias primas, energía, residuos.... No hay que confundir el flujo de referencia con la Unidad Funcional, esta última no sirve para el cálculo de las entradas y salidas del sistema, pero es necesario definirla para obtener el flujo de referencia.

Otro punto importante es tener en cuenta la escala de la Unidad Funcional (Curran, 2014). A menudo la Unidad Funcional define una cantidad pequeña de producto en comparación con el volumen productivo, lo que implica que los cálculos se realizan con datos de *inputs* y *outputs* pequeños que suponen una proporción sobre el total de impactos muy pequeña.

Siguiendo el ejemplo de la bolsa de tela. Si por ejemplo cada 100.000 bolsas se desaprovechan 20 m² de tela, los resultados de este desaprovechamiento relativos a una única bolsa es posible que pasen desapercibidos en la evaluación. Para evitar esto además de definir la escala correctamente, es posible realizar un cálculo opcional denominado Normalización en el cual se dividen los resultados obtenidos por una cifra de referencia como pueden serlo las emisiones por persona y año medias.

3. LOS LÍMITES DEL SISTEMA

El Análisis del Ciclo de Vida como su propio nombre indica, caracteriza y cuantifica los impactos ambientales de un servicio o producto a lo largo de toda su vida, que puede componerse de las siguientes fases:

- Obtención de materias primas. Todos los procesos para la obtención de materias primas, incluidos los procesos para la obtención de la energía, indispensables para la fabricación del producto. Se incluyen también los procesos para la obtención de materias auxiliares que no forman parte del producto final, pero que son necesarias en el proceso de manufacturación.

- Fabricación. Esta fase comprende todos los procesos desde la entrada de las materias primas a fábrica en el proceso productivo, hasta la obtención del producto o servicio final.
- Uso. Fase en la cual el consumidor hace uso durante un tiempo determinado del producto o servicio. Incluye los procesos propios del uso del producto y servicio, así como los procesos consecuencia del uso como por ejemplo los procesos de mantenimiento.
- Fin de vida. Puede tratarse de procesos de revalorización, reutilización, eliminación...

En la Figura 1 vemos un ejemplo simplificado del ciclo de vida de un producto. Los procesos necesarios entre las fases del ciclo de vida como por ejemplo el transporte, también deben tenerse en cuenta. Este diagrama del proceso puede convertirse en un diagrama tipo árbol mucho más complejo si tenemos en cuenta los diversos procesos auxiliares, interacciones del sistema de producto con otros sistemas productivos, entradas y salidas de co-productos...

En concordancia con los objetivos y el alcance descritos, se deberán elegir los límites del sistema que definen los procesos a tener en cuenta en el Análisis del Ciclo de Vida y que por tanto será evaluado su impacto ambiental. Todos los sistemas productivos, por muy sencillos que sean, forman parte del entramado de todo el sistema industrial. Deben fijarse unos límites, pero no pueden quedar fuera de ellos procesos esenciales. Es por ello que, la elección de los límites del sistema es una de las partes más críticas y donde surgen muchos problemas (Klöpffer y Grahl, 2014). En la Figura 2 vemos un ejemplo de aplicación de los límites del sistema: qué procesos van a ser evaluados y cuales no al quedarse fuera de los límites.

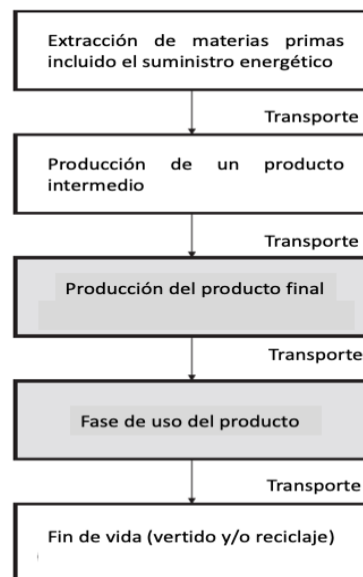


Figura 1. Nota Fuente: Adaptado de Klöpffer, W., y Grahl, B. (2014). Life cycle assessment : (LCA) : a guide to best practice. (W. Klöpffer, Ed.) (first). Weinheim,; Wiley-VCH. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cab3043a&AN=bupn.00410429&site=eds-live>

La gravedad de no elegir límites del sistema apropiados reside en que el ACV no reflejará la realidad analizada y llevará a interpretaciones y comparaciones incorrectas que provocarán una desconfianza en la toma de decisiones (Reap, Roman, Duncan, y Bras, 2008). Un ejemplo de ello puede ser decidir si mantener en el ACV procesos de mantenimiento durante la fase de uso del producto. Por ejemplo considerar o no la limpieza del suelo o su encerado, que se ha visto que contribuyen en mayor medida en la emisión de moléculas de compuestos orgánicos volátiles, en comparación a las emitidas 72 horas después de la instalación del parquet (Reap, Roman, Duncan, y Bras, 2008). Igual resulta que el principal impacto que conlleva un parquet no es su fabricación o instalación, sino su uso y el mantenimiento que implica. De ahí que sea importante definir lo límites correctamente.

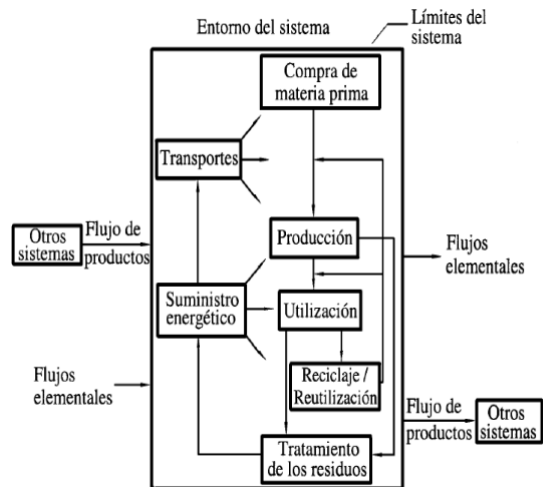


Figura 2. Fases del ciclo de vida de un producto y los límites del sistema. Nota Fuente: AENOR. (2006a). UNE-EN ISO 14040: Gestión medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y Marco de Referencia. Madrid: AENOR

Los límites ideales que cumplen con el concepto y filosofía fundamentales del Análisis del Ciclo de Vida son aquellos que engloban todos los procesos del ciclo de vida de un producto descritos anteriormente. De esta forma se llevaría a cabo un análisis con enfoque *de la cuna a la tumba*, en inglés *cradle to grave*. Esto implica por ejemplo que en el caso de contratar un gestor de residuos externo a nuestra fábrica, no nos podamos librar de contabilizar el impacto que generan dichos residuos (IHOBE, 2009). Un análisis que no considera absolutamente todo el ciclo de vida no es un ACV completamente.

Aunque teóricamente los límites deban ser la *cuna* y la *tumba* del sistema en la bibliografía consultada encontramos además del enfoque *cuna-tumba*, los siguientes enfoques:

1. *Puerta a puerta (gate to gate)*. Los límites del sistema solo engloban los procesos que se llevan a cabo durante el proceso productivo. El nombre del enfoque hace alusión a que solo se evalúa el impacto ambiental de los procesos desde que entra la materia prima y la energía en la fábrica hasta que se obtiene el producto final. Con este enfoque no se satisface el objetivo del Análisis del Ciclo de Vida, no se tienen en cuenta los procesos de obtención de las materias primas y energía, así como su transporte a la fábrica. Tampoco se consideran la fase de uso ni fin de vida. Procesos que pueden cambiar completamente el impacto ambiental de un producto o servicio y su concepción de sostenibilidad medioambiental. A pesar de ello, el enfoque puerta-puerta puede ser útil para localizar puntos críticos de control de residuos, emisiones y vertidos como herramienta en la gestión medioambiental de la empresa. Físicamente podríamos decir que los límites del sistema en el enfoque puerta-puerta son los propios de la fábrica.
2. *Cuna a puerta (cradle to gate)*. En este caso los límites del sistema engloban los procesos que van desde la obtención de materias prima y energía necesarias, hasta la obtención final del producto o servicio. Incluyéndose el transporte de materias a la

fábrica. Este enfoque también omite el análisis de las fases del producto una vez fuera de la fábrica: uso, fin de vida y los transportes entre los diferentes procesos.

3. *Cuna a cuna (cradle to cradle)*. Se trata de un nuevo enfoque que trata de considerar el hecho de que muchos output catalogados como residuos pueden ser entradas en otros sistemas implicando una valorización de éstas (IHOBE, 2009). Por ejemplo, un residuo muy contaminante por su carga orgánica es el lactosuero que se produce en la fabricación del queso. Pero se trata de un residuo que se puede revalorizar como materia prima en procesos de fabricación de yogures o como suero en polvo. Los impactos ambientales de la producción de queso podrían disminuir si ese lactosuero en el ACV se desclasificara como residuo al considerarse *input* en otro sistema productivo.

En determinadas situaciones puede estar justificado omitir procesos, entradas o salidas dejándolos fuera de los límites del sistema. Cuando se está realizando un análisis comparativo, muchos procesos pueden ser omitidos si están presentes en todos los sistemas (Klöpffer y Grahl, 2014). Se presupone que medioambientalmente hablando los procesos omitidos de cada sistema tienen un impacto similar. Obviamente esta asunción añadirá incertidumbre a los resultados, pero según los requisitos y objetivos del ACV, puede ser correcto proceder de tal modo.

Tabla 1. *Ejemplo de entradas de materiales en un sistema de producto determinado.*

	Entrada	Masa (%)	Energía (%)
Materias primas	1	73,8	12,0
	2		54,7
	3		23,3
Materias auxiliares	4	1,2	0,9
	5	0,1	0,1
	6	0,1	< 0,1
	7	1,7	0,6
	8	1,4	0,7
	9	0,2	2,7
	10	19,8	4,5
	11	1,7	0,4
	12	< 0,1	< 0,1
	Total	100,0	99,9

Fuente: Adaptado de Klöpffer, W., y Grahl, B. (2014). Life cycle assessment: (LCA): a guide to best practice (p.31). (W. Klöpffer,

También si una estimación aproximada muestra, que en relación con el sistema la contribución del proceso es pequeña, entonces está justificado no tenerlo en cuenta. Pero hay que tener especial cuidado porque al contrario de los residuos, las emisiones por ejemplo pueden ser muy pequeñas y tener un impacto considerable (Klöpffer y Grahl, 2014).

Ed.) (first). Weinheim,: Wiley-VCH.
Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat03043a&AN=bupn.00410429&site=eds-live>

La norma UNE-EN ISO 14044:2006 (AENOR, 2006b) también contempla la eliminación de procesos, entradas o salidas, si no alteran notablemente los resultados finales del estudio. Para prevenir la arbitrariedad al eliminar del estudio entradas o salidas, y por tanto en la selección de los límites del sistema, la norma plantea una serie de criterios de corte: Masa, energía o importancia ambiental.

Habitualmente se utiliza como criterio de corte un valor del 1% sobre todo el sistema productivo (Klöpffer y Grahl, 2014). En la Tabla 1 vemos un ejemplo de las entradas de materiales necesarias en un proceso con sus respectivas aportaciones relativas al sistema en masa y energía.

Si decidimos no tener en cuenta los *inputs* que no suponen como mínimo un 1% en masa, las entradas 5, 6, y 9 serían eliminadas. Pero la norma UNE-EN ISO 14044:2006 (AENOR, 2006b) recomienda no usar únicamente el criterio de masa. En el ejemplo anterior, la entrada 9 tiene una contribución pequeña en masa, solo del 0.2%. Pero en cambio esa entrada supone un consumo energético de 2,7%. Por ende, varias entradas individualmente pueden no alcanzar el valor del 1% en masa o energía, pero su valor acumulativo puede superarlo y consecuentemente tener un impacto ambiental considerable. Si se eliminaran teniendo en cuenta solo el criterio de corte de masa se estaría omitiendo su valor y efecto acumulativo.

Por último, el criterio de importancia ambiental sirve para evitar omitir dichas entradas o salidas que tienen un alto impacto ambiental pero su contribución en masa o energía son insignificantes.

4. BIBLIOGRAFÍA

- AENOR. (2006a). UNE-EN ISO 14040: Gestión medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y Marco de Referencia. Madrid: AENOR
- AENOR. (2006b). UNE-EN ISO 14044: Gestión medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y directrices. Madrid: AENOR
- Bisinella, V., Albizzati, P. F., Astrup, T. F., y Damgaard, A. (2018). *Life Cycle Assessment of grocery carrier bags*. Recuperado de [http://orbit.dtu.dk/en/publications/life-cycle-assessment-of-grocery-carrier-bags\(0f071046-6759-4403-9791-e28656185fb8\).html](http://orbit.dtu.dk/en/publications/life-cycle-assessment-of-grocery-carrier-bags(0f071046-6759-4403-9791-e28656185fb8).html)
- Curran, M.A. (2017). Overview of Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment. En M.A. Curran. (Ed.), *Goal and Scope definition in Life Cycle Assessment* (pp.1-62). Springer Netherlands
- Curran, M.A. (2014). Strengths and Limitations of Life Cycle Assessment. En W. Klöpffer. (Ed.), *Background and future prospects in Life Cycle Assessment* (pp. 186-207). Springer Netherlands
- IHOBE. (2009). *Análisis de Ciclo de vida y Huella de Carbono. Dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto*. (S. A. S. P. de G. A. IHOBE, Ed.).
- Klöpffer, W., y Grahl, B. (2014). *Life cycle assessment : (LCA) : a guide to best practice*. (W. Klöpffer, Ed.) (first). Weinheim,: Wiley-VCH. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat03043a&AN=bupn.00410429&site=eds-live>
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., y Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 1: goal and scope and inventory analysis. *INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT*, 13(4), 290-300. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x>
- Bisinella, V., Albizzati, P. F., Astrup, T. F., y Damgaard, A. (2018). *Life Cycle Assessment of grocery carrier bags*. Recuperado de [http://orbit.dtu.dk/en/publications/life-cycle-assessment-of-grocery-carrier-bags\(0f071046-6759-4403-9791-e28656185fb8\).html](http://orbit.dtu.dk/en/publications/life-cycle-assessment-of-grocery-carrier-bags(0f071046-6759-4403-9791-e28656185fb8).html)

ANEXO II. LAS FUENTES DE DATOS PARA EL ICV.

Tabla 1. Características de las fuentes y bases de datos más empleadas para realizar el Análisis del Inventario del Ciclo de Vida.

	FUENTE DE DATOS	Otros ACV	DAP	Personal de la empresa	Bases de datos	
					Ecoinvent	Agri-footprint
		<p>➤ Los ACV publicados en revistas científicas, tesis, informes... son una buena fuente de información de partida. Ya no solo para tener un primer esbozo del inventario del ciclo de vida sino para conocer el estado del arte.</p>	<p>➤ Las Declaraciones Ambientales de Producto son certificaciones a las que se acogen empresas para informar de su comportamiento medioambiental. Los requisitos que deben cumplir se recogen en la norma UNE-EN ISO 14025:2010. ➤ Para realizar una DAP debe realizarse previamente un ACV según unas Reglas de Categoría de Producto correspondientes (AENOR, s. f.)</p>	<p>➤ Cuando una empresa encarga la realización de un ACV debe proporcionar los datos de <i>input</i> y <i>output</i> del sistema de producto a analizar de acuerdo con los límites del sistema establecidos.</p>	<p>➤ Es una de las bases de datos más importantes. Fue desarrollada por el Swiss Centre for Life Cycle Inventories (the ecoinvent Centre) con el objetivo de proporcionar datos transparentes, fiables y relevantes de forma accesible a todos los usuarios de Estudios de Inventario del Ciclo de Vida. Los datos pasan un estricto control de calidad por parte de editores y se publican bajo un estándar y formato concretos.</p> <p>➤ La estructura básica de la base de datos son conjuntos de datos que representan los <i>inputs</i> y <i>outputs</i> de actividades humanas a nivel de procesos unitarios. Los conjuntos de datos están relacionados entre sí.</p> <p>➤ Contiene tanto datos de procesos unitarios generales, como también procesos asociados a una localización en concreto. Por ejemplo, fabricación de lana de roca en República Checa. Adicionalmente contiene procesos unitarios concebidos en el mercado global.</p>	<p>➤ Es una base de datos específica para agricultura y alimentación desarrollada por Blonk Consultants, una consultoría medioambiental especializada en ACV de productos agrícolas. Contiene un total de 8500 productos del sector, cultivos, piensos, productos alimenticios, sistemas de producción animal, fertilizantes, aplicación de pesticidas, transporte... La última versión disponible es del 2017 (Agri-footprint 4.0).</p> <p>➤ Los inventarios de los procesos incluyen los <i>input</i> y <i>output</i> desde la <i>cuna hasta la puerta</i> de la fábrica (enfoque cradle-gate).</p> <p>➤ Los procesos representan la media de los procesos de una región, por ejemplo, el cultivo de trigo en Holanda. Generalmente la base proporciona la incertidumbre de los datos que han sido calculados como la media de un conjunto.</p>
	VENTAJAS	<p>➤ Son una buena fuente de información de partida.</p> <p>➤ Permiten conocer el estado del arte de los ACV de una temática determinada.</p>	<p>➤ Proporcionan datos para el inventario de acuerdo con las tecnologías de producción actuales.</p>	<p>➤ Son datos medidos insitu en la empresa y por tanto son una fuente de información fiable que permite realizar un ACV representativo del impacto ambiental real asociado al producto.</p>	<p>➤ Incluyen un gran número de procesos distintos de todos los sectores, es la base de datos más completa.</p> <p>➤ Proporciona para la gran mayoría de los conjuntos de datos la incertidumbre generada al recopilar dichos datos. Lo cual permite al finalizar el ACV calcular la incertidumbre de los resultados generada a partir de los datos.</p> <p>➤ Permite visualizar los conjuntos de datos desde su web iniciando sesión con las claves de usuario.</p>	<p>➤ Es una base de datos enfocada 100% a la agricultura. Para realizar ACV de sistemas y/o productos agrícolas puede ser más adecuada que otras bases de datos.</p>
	DESVENTAJAS	<p>➤ Por lo general no muestran los datos recopilados en el inventario ni cómo han sido tratados, directamente discuten los resultados obtenidos de la EICV</p>	<p>➤ Para algunas fases del ciclo de vida no es obligatorio emplear datos de la empresa, pueden emplearse datos genéricos</p> <p>➤ Las normativas sobre Reglas de Categoría de Producto no obligan a realizar la DAP <i>de la cuna a la tumba</i> por lo que no siempre se dispondrá de todos los datos.</p> <p>➤ Permite el empleo del concepto de Unidad Declarada en vez de Unidad Funcional, el cual no es compatible con la filosofía de ACV.</p>	<p>➤ Rara vez se publican los datos de estos análisis por la política de confidencialidad de la empresa. O si se publican son censurados.</p>	<p>➤ Es una base de datos de pago. La licencia de un año tiene un coste inicial de 3.800 € con un mantenimiento anual de 650 € para un único usuario («ecoinvent licence price», s. f.).</p> <p>➤ Hay procesos para los cuales no hay disponibles datos.</p>	<p>➤ Es una base de datos de pago. La licencia de un año tiene un coste de 500 € si se va a emplear con el programa OpenLCA («openLCA Nexus: The source for LCA data sets», s. f.)</p> <p>➤ No presenta datos para procesos unitarios de: distribución de producto, consumo y tratamiento de residuos. Tampoco suele contemplar el empaquetado para el consumidor.</p> <p>➤ No permite visualizar los conjuntos de datos sin un Software de ACV como SimaPro o OpenLCA</p>

Tabla 1. *Continuación*

	Bases de datos			
	ELCD (European Life Cycle Database)	Industry data 2.0	AGRIBALYSE	ESU World Food LCA Database
FUENTE DE DATOS	<p>➤ Base de datos creada por la Plataforma Europea de Análisis del Ciclo de Vida de la Comisión Europea. La base de datos ya no sigue en funcionamiento, pero pueden descargarse todos los procesos que albergaba en formato Zip.</p>	<p>➤ Base de datos que contiene datos recopilados por PlasticsEurope (asociación europea de fabricantes de plásticos), worldsteel (asociación internacional de la industria del hierro y el acero) y ERASM (asociación europea de la industria de detergentes y tensioactivos). El objetivo de la base de datos es proporcionar inventarios detallados (la mayoría <i>de la cuna a la tumba</i>) de procesos de materias básicas empleadas en la industria («Industry data LCA library - SimaPro», s. f.).</p>	<p>➤ Base de datos francesa sobre agricultura desarrollada por el programa Agribalyse (apoyado por la Agencia Francesa de Medioambiente). El objetivo del programa es desarrollar una base de datos para Inventarios del Ciclo de Vida sobre los principales productos agrícolas franceses. («Agribalyse program – Ademe», s. f.)</p> <p>➤ Presenta datos para cultivos anuales, forrajes, pastos, frutales, viñedos, cultivos tropicales, productos vacunos, productos acuícolas...</p>	<p>➤ Base de datos desarrollada por la consultoría medioambiental ESU-Services. Incluye los inventarios desde el campo a al consumidor de más de 2500 productos agrícolas, transformación de productos y consumo. Modeliza por ejemplo los <i>input</i> y <i>output</i> de la producción de comida de gato, huevos, tofu, chocolate, helado, espárragos, embalajes... («ESU World Food LCA Database», s. f.)</p>
VENTAJAS	<p>➤ Es una base de datos gratuita y ha sido desarrollada por un organismo competente lo cual aporta fiabilidad a los datos.</p>	<p>➤ Es un base de datos especializada en plásticos, hierro y químicos (un total de más de 300 conjuntos de datos) lo cual proporciona inventarios muy detallados sobre estos materiales («Industry data LCA library - SimaPro», s. f.).</p> <p>➤ Los conjuntos de datos han sido desarrollados por expertos de la industria y han empleado datos reales de diferentes empresas.</p> <p>➤ Muchos procesos presentan como límites del sistema la <i>cuna y la tumba</i>.</p>	<p>➤ Es una base de datos útil para realizar un ACV sobre sistemas agrícolas franceses.</p> <p>➤ Ha sido desarrollada por el Gobierno francés y con datos de explotaciones y cultivos reales.</p> <p>➤ Es gratuita y de acceso público.</p>	<p>➤ Incluye los inventarios de sistemas productivos que otras bases de datos no incluyen.</p> <p>➤ Es posible conocer la incertidumbre de todos los conjuntos de datos ya que los desarrolladores la proporcionan para cada conjunto de datos.</p>
DESVENTAJAS	<p>➤ La base de datos no se actualiza desde el 29 de junio de 2018 y solo está disponible para descargar («ELCD Database Download», s. f.)</p> <p>➤ Los datos están en formato XML, por ello para su visualización es necesario emplear el software específico para importar los datos al programa de análisis de ciclo de vida que se este empleando.</p> <p>➤ No presenta datos para muchos procesos, solo algunos procesos relacionados con: productos químicos, materiales de construcción, plásticos, metales, papel y cartón, energía, transporte, gestión de residuos, madera y obtención de energía.</p>	<p>➤ Solo es accesible desde softwares de Análisis del Ciclo de Vida que la tengan implementada como por ejemplo SimaPro. No es posible visualizar los datos desde otra interfaz.</p> <p>➤ No presenta datos de otros sectores de la industria.</p>	<p>➤ Solo es accesible desde softwares de Análisis del Ciclo de Vida que la tengan implementada como por ejemplo SimaPro o OpenLCA. No es posible visualizar los datos desde otra interfaz.</p> <p>➤ No presenta datos de otros sectores de la industria.</p>	<p>➤ Es una base de datos de pago. Una licencia individual para visualizar los datos sin necesidad de un software de ACV tiene un coste de aproximado 7500 €. Si se compra a través de SimaPro tiene un coste de 1900 €.</p>

BIBLIOGRAFÍA

- AENOR. (s. f.). Declaraciones ambientales de producto. Recuperado 13 de mayo de 2019, de <https://www.aenor.com/certificacion/certificacion-de-producto/declaraciones-ambientales-de-producto>
- Agribalyse program – Ademe. (s. f.). Recuperado 20 de mayo de 2019, de <https://www.ademe.fr/en/expertise/alternative-approaches-to-production/agribalyse-program>
- ecoinvent licence price. (s. f.). Recuperado 20 de mayo de 2019, de <https://www.ecoinvent.org/database/buy-a-licence/price-list/price-list.html>
- ELCD Database Download. (s. f.). Recuperado 20 de mayo de 2019, de <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/>
- EPLCA – European Platform on LCA-About us. (s. f.). Recuperado 20 de mayo de 2019, de <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/aboutUs.html>
- ESU World Food LCA Database. (s. f.). Recuperado 20 de mayo de 2019, de <http://esu-services.ch/data/fooddata/>
- Industry data LCA library - SimaPro. (s. f.). Recuperado 20 de mayo de 2019, de <https://simapro.com/databases/industry-data-lca-library/>
- openLCA Nexus: The source for LCA data sets. (s. f.). Recuperado 20 de mayo de 2019, de <https://nexus.openlca.org/database/Agri-footprint>

ANEXO III. EVALUACIÓN DEL INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ELECCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO	3
2.1. LA SELECCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO Y LOS ENFOQUES MIDPOINT Y ENDPOINT	3
2.2. LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO	6
3. CLASIFICACIÓN	9
4. LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO Y SUS MODELOS DE CARACTERIZACIÓN.....	10
4.1. CAMBIO CLIMÁTICO/CALENTAMIENTO GLOBAL	10
4.1.1. <i>La categoría de impacto</i>	10
4.1.2. <i>Indicador de categoría</i>	12
4.1.3. <i>Caracterización (factores de caracterización) y modelos</i>	12
4.2. REDUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO	14
4.2.1. <i>La categoría</i>	14
4.2.2. <i>Indicador de categoría</i>	15
4.2.3. <i>Caracterización (factor de caracterización) y modelos</i>	15
4.3. FORMACIÓN DE SMOG FOTOQUÍMICO	16
4.3.1. <i>La categoría</i>	16
4.3.2. <i>Indicador de categoría</i>	18
4.3.3. <i>Caracterización (factores de caracterización) y modelos</i>	18
4.4. ACIDIFICACIÓN	19
4.4.1. <i>La categoría</i>	19
4.4.2. <i>El indicador de categoría</i>	21
4.4.3. <i>Caracterización (factores de caracterización) y modelos</i>	22
4.5. EUTROFIZACIÓN	22
4.5.1. <i>La categoría</i>	22
4.5.2. <i>El indicador de categoría</i>	24
4.5.3. <i>Caracterización (factores de caracterización) y modelos</i>	24
5. BIBLIOGRAFÍA.....	26

1. INTRODUCCIÓN

En este Anexo se describen y explican conceptos y procesos de la fase del ACV Evaluación del Inventario del Ciclo de Vida. Recordemos que en esta fase se evalúan los impactos potenciales de todos los datos del Análisis del Inventario del Ciclo de Vida.

La fase se compone de los siguientes tres procesos obligatorios para todos los ACV:

1. Selección de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos de caracterización.
2. Asignación de resultados del ICV a las categorías de impacto seleccionadas (clasificación).
3. Cálculo de los resultados de indicadores de categoría (caracterización).

Se tratarán los siguientes asuntos:

- Elección de las categorías de impacto a tener en cuenta.
- Clasificación de los resultados del inventario. Relacionar los resultados del inventario con sus las posibles afecciones ambientales que causan.
- Descripción de las categorías de impacto y los problemas ambientales que presentan. Así como las características de métodos de cálculo disponibles actualmente. Se van a tratar las siguientes categorías de impacto:
 - Cambio Climático/Calentamiento Global
 - Reducción de la capa de ozono
 - Formación de smog fotoquímico
 - Acidificación
 - Eutrofización

Previamente deben explicarse los siguientes conceptos: mecanismo ambiental, categoría de impacto, indicador de categoría de impacto, modelo de caracterización y factor de caracterización. Para ello nos basamos en las definiciones que da la normativa vigente sobre ACV y un ejemplo:

Mecanismo ambiental:

“Sistema de procesos físicos, químicos y biológicos para una categoría de impacto dada, que vincula los resultados del análisis del inventario del ciclo de vida con indicadores de categoría y con puntos finales de categoría.” (AENOR, 2006a, p. 13)

En la Figura 1 se muestra un ejemplo mecanismo ambiental de la formación del smog fotoquímico:

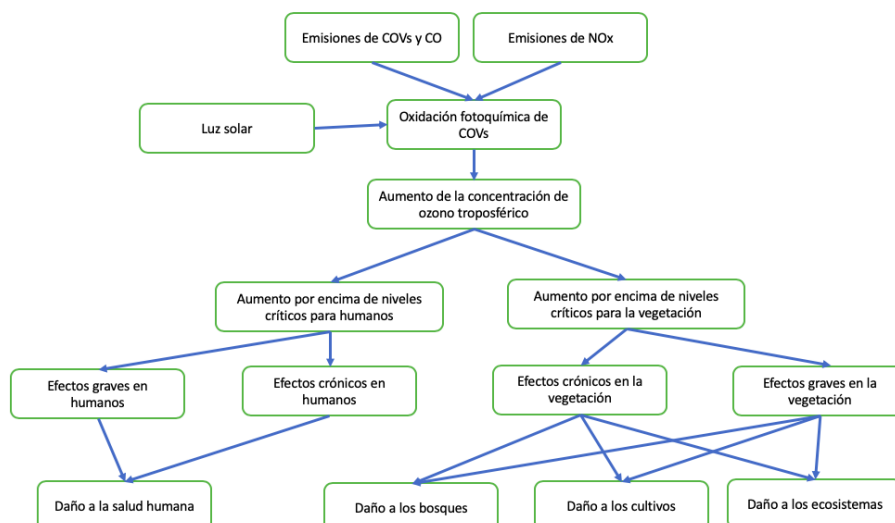


Figura 1. Mecanismo ambiental de formación de smog fotoquímico. Nota Fuente: Adaptado de Preiss, P. (2015). Photochemical Ozone Formation (p.121). En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), Life Cycle Impact Assessment (pp.114-138). Springer Netherlands

Categoría de impacto:

“Clase que representa asuntos ambientales de interés a la cual se pueden asignar los resultados del análisis del inventario del ciclo de vida.” (AENOR, 2006a, p. 13)

Ejemplo: Formación del Smog Fotoquímico

Indicador de categoría de impacto:

“Representación cuantificable de una categoría de impacto” (AENOR, 2006a, p. 13)

Ejemplo: Aumento de la concentración de ozono en la troposfera.

Modelo de caracterización:

Modelo desarrollado por una autoridad competente en ACV que establece de forma predeterminada una serie de categorías de impacto con sus respectivos indicadores de categoría y factores de caracterización. Así como qué listas de sustancias se incluyen en cada categoría de impacto.

Ejemplo: El modelo ReCiPe.

Factor de caracterización:

“Factor que surge de un modelo de caracterización que se aplica para convertir el resultado del análisis del inventario del ciclo de vida asignado a la unidad común del indicador de categoría” (AENOR, 2006a, p. 13)

Ejemplo: Potencial de creación de ozono fotoquímico (POCP). El POPC mide la capacidad de una sustancia de desencadenar la formación de ozono en un proceso fotoquímico. Como referencia se establece el POPC del etileno como la unidad. Sus unidades son kg equivalentes de etileno por kg de sustancia. En la Tabla 1 podemos ver un ejemplo de valores de POCP.

Tabla 1. Valores del potencial de creación de ozono fotoquímico	
Sustancia	Factor de caracterización: POCP (kg eq de etileno/ kg sustancia)

Isopreno	109.2
1-Buteno	107.9
Tolueno	63.7
Acetona	9.4

Fuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

En la Figura 2 que se muestra a continuación se puede ver los conceptos anteriormente explicados en contexto del proceso de EICV.

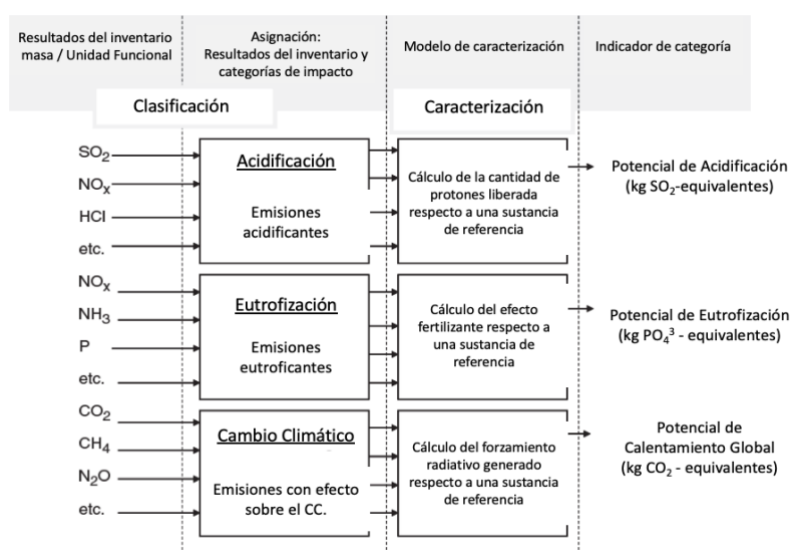


Figura 2. Esquema de las fases del EICV. Nota Fuente: Adaptado de Klöpffer, W., y Grahl, B. (2014). Life cycle assessment: (LCA): a guide to best practice (p.191). (W. Klöpffer, Ed.) (first). Weinheim, Wiley-VCH. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat03043a&AN=bupn.00410429&site=eds-live>

2. ELECCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO

2.1. La selección de las categorías de impacto y los enfoques midpoint y endpoint

En la norma UNE-EN ISO 14044:2006 (AENOR, 2006b) no aparece una lista de categorías de impacto que deba contemplar el ACV como requisito y tampoco hace recomendaciones al respecto. Lo único que establece es qué requisitos deben cumplir esas categorías de impacto. La normativa deja libertad de elección al usuario del ACV siempre y cuando se satisfagan los requisitos que establece la norma, entre ellos:

- Deben proporcionarse los nombres exactos y descriptivos para las categorías de impacto y los indicadores de categoría. Además, deben estar aceptados por la comunidad científica u organismo internacional competente.
- La selección de categorías, indicadores, modelos... deben justificarse y ser coherentes con el objetivo y el alcance del ACV.
- Deben describirse el mecanismo ambiental y el modelo de caracterización que se utilizan.
- Se deben minimizar los juicios de valor y las suposiciones realizadas durante la selección de las categorías de impacto, los indicadores de categoría y los modelos de caracterización.

Por ende, para una misma categoría de impacto tampoco determina cuales deben ser los indicadores de categoría y factores de caracterización. Pueden seleccionarse infinitos indicadores o factores ya que tanto el indicador como el factor pueden seleccionarse en cualquier punto del mecanismo ambiental definido para la categoría de impacto. Además, depende del modelo de caracterización escogido.

Por un lado, podríamos servirnos de un indicador de categoría que cuantifique un impacto al final del mecanismo ambiental del calentamiento global (Figura 3), por ejemplo, cuantificar el daño final inducido en los ecosistemas (indicador endpoint). O por otro lado usar un indicador que cuantifique un impacto que se produce a mitad de camino entre la emisión de una sustancia y el daño final que provoca, por ejemplo, un aumento en el forzamiento radiativo. Dicho forzamiento radiativo sucesivamente, siguiendo una cadena de impactos, finalizaría en el daño final que resulta en el ecosistema o salud humana, considerados el final de la categoría de impacto.

Ambos enfoques tratan el efecto del CO₂ en el mecanismo de Calentamiento Global pero la forma la que cuantifican su influencia puede ser completamente distinta. En el enfoque midpoint cuantificamos la influencia del CO₂ en el mecanismo ambiental de Calentamiento Global calculando el aumento del forzamiento radiativo. No tenemos en cuenta qué causas derivadas de ese aumento del forzamiento radiativo se dan, las cuales tendrían como causas últimas el daño a la salud humana, al ecosistema...siguiendo la cadena de impactos. En cambio, en el enfoque endpoint lo que se cuantifica es dicho daño final que causa en el ecosistema, salud humana... la emisión de CO₂.

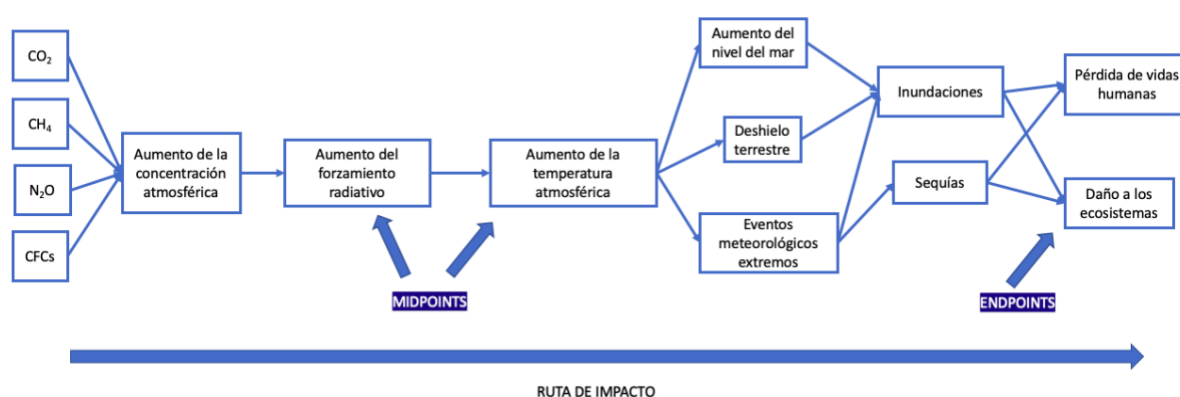


Figura 3. Mecanismo ambiental del calentamiento global. Nota Fuente: Adaptado de Hauschild, M.Z., y Huijbregts, M.A.J. (2015). *Introducing Life Cycle Impact Assessment* (p.8). En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp.1-16). Springer Netherlands

Para evitar la confusión, muchos científicos han optado por diferenciar las categorías de impacto en dos grandes grupos:

- Categorías de impacto de tipo midpoint. Son categorías de impacto situadas en cualquier punto del mecanismo ambiental. Idealmente el punto debe situarse cerca del momento del vertido, emisión o generación de las sustancias donde los mecanismos ambientales son los mismos para todas las sustancias clasificadas dentro de la misma categoría. Estas categorías no contemplan el resultado final que puede tener la emisión de una sustancia tóxica, si no un impacto concreto en un punto intermedio de la cadena causa-efecto del mecanismo ambiental del problema ambiental.

- Categorías de impacto tipo endpoint. Son las categorías de impacto que cuantifican el daño final que se produce, por ejemplo: daño a la salud humana, pérdida de recursos...

En la Tabla 2 se muestra un ejemplo para cada enfoque.

Tabla 2. Ejemplo de dos categorías de impacto que podemos encontrar en el mecanismo ambiental del Calentamiento Global.

Tipo de categoría	Midpoint	Midpoint	Endpoint
Categoría de impacto	Calentamiento Global	Calentamiento Global	Mortalidad humana (causada por insolación, inanición, inundaciones y malaria) Morbilidad humana (causada por inanición y malaria)
Indicador de categoría	Forzamiento radiativo en W/m ² . El forzamiento radiativo es la diferencia entre la radiación solar absorbida por la tierra y radiación emitida por la tierra de vuelta al espacio. Un forzamiento radiativo positivo implica una ganancia de energía por parte de la tierra que se traducirá en un aumento de la temperatura.	Densidad de flujo de energía radiante infrarroja (W/m ²)	-
Factor de caracterización	CO ₂ equivalentes. La cantidad de CO ₂ que se necesitaría para dar el mismo forzamiento radiativo medio mundial que la suma de los forzamientos de los otros gases de efecto invernadero del inventario.	kg de CO ₂ -equivalente/kg de gas	Personas / año

Una corriente opuesta a lo expuesto anteriormente que también siguen los usuarios del ACV, es seguir las recomendaciones de la ISO y utilizar el mismo nombre de categoría de impacto tanto cuando se usa el enfoque midpoint como el endpoint.

Es decir, para una misma categoría utilizar o bien un indicador de categoría midpoint o bien un indicador endpoint. Por ejemplo, para la categoría de impacto calentamiento global podríamos usar como midpoint el potencial de calentamiento global o bien calcular el número de años perdidos debido a enfermedad, discapacidad o muerte prematura como método endpoint. Con la segunda opción se llega hasta el final de la cadena de impactos en lo que a salud humana se refiere y con la primera opción se representa un impacto en un punto medio del mecanismo ambiental del cambio climático.

Independientemente de si se trata de usar una categoría, un indicador o un factor, midpoint o endpoint, hay dos tipos de enfoques distintos sobre cómo abordar la evaluación de los impactos ambientales y cada uno de ellos tiene sus ventajas y desventajas.

A la hora de seleccionar un indicador de categoría (definido por un método) se deben tener en cuenta los niveles de incertidumbre que presenta, sobretodo atendiendo a los tres tipos principales:

1. Incertidumbre paramétrica.
2. Incertidumbre del modelo. Mide la adecuación de los procesos ambientales que representa el modelo a la realidad.
3. Representatividad. Mide la relevancia medioambiental.

Los modelos midpoint son modelos más simples, y se adaptan bien a las categorías de impacto, lo que hace que tengan incertidumbres de modelo y paramétrica bajas. Sus indicadores suelen estar muy desarrollados y estudiados por la comunidad científica. Pero presentan una representatividad baja por la sencillez de los procesos ambientales que simulan y porque no abarcan todos. Los resultados obtenidos con ese modelo no podrán correlacionarse con impactos ambientales posteriores. Además, no siempre pueden usarse, hay determinadas categorías como la salud humana que no tienen un punto midpoint común a todas las sustancias clasificadas en la categoría. Es decir, a veces no hay un mecanismo de acción (impacto) dentro de todo el mecanismo ambiental que recoja todas las sustancias a clasificar en la categoría.

Por otro lado, el enfoque endpoint es conocido por tener mayor relevancia para la sociedad a la hora de entender el impacto generado. Podemos explicar que un producto contribuye a un aumento de la temperatura global, o podemos concluir que su producción supone la extinción de un número determinado de especies. Pero al tratar de abarcar mayor número de eslabones en la cadena causa-efecto, en realidad tienen en cuenta menos elementos de él, debido a que los recursos para cuantificar el impacto al final de toda la cadena de impactos son muy limitados. Presentan por lo general incertidumbres paramétricas y de modelos altas. Porque es muy complicado modelizar toda la cadena de impactos. Además, no existen todavía modelos con suficiente robustez científica. Igualmente, cuanto más complejo es el mecanismo ambiental que se abarca, más difícil es de mantener la transparencia durante el análisis y mayor documentación se necesita.

2.2. Las características de las categorías de impacto

No existe una categoría de impacto Cambio Climático o Uso del suelo estándares. Las sustancias que se emplean para los cálculos, los parámetros de cálculo y los procesos ambientales definidos en la categoría dependen según el modelo.

Es decir, una determinada sustancia x, con un método en concreto puede incluirse en la categoría Eutrofización definida por ese método, mientras que utilizando otro método dicha sustancia puede no estar incluida en la categoría Eutrofización.

Adicionalmente hay métodos que en la categoría Eutrofización solo incluyen la eutrofización acuática, otros en cambio tanto acuática como terrestre. Otros diferencian la acidificación terrestre de la acuática, considerándolas categorías distintas. Algunos contemplan una única categoría de impacto denominada biodiversidad, mientras que otros diferencian entre acuática y terrestre. Esa misma categoría también encontramos que la consideran a veces endpoint y otras veces midpoint.

En la Tabla 3 muestran algunos ejemplos de métodos endpoint y midpoint con las diferentes categorías de impacto que contemplan. Como vemos si hay categorías “básicas” como Cambio Climático o Eutrofización que están implementadas en todos los métodos, pero luego existe una gran variedad de categorías más específicas.

Además, no solo cambian las sustancias incluidas en cada categoría, la nomenclatura... si no que también cambian los factores de caracterización aplicados en cada método, como se explicará más adelante.

Tabla 3. Categorías de impacto según cada modelo de caracterización.

ENDPOINT			
EPS 2015d v1.00		ReCiPe 2016 Endpoint	
-Crop growth capacity	-Working capacity	-Stratospheric ozone depletion	-Human carcinogenic toxicity
-Production capacity for fruit and vegetables	-Asthma cases	-Ionizing radiation	-Human non-carcinogenic toxicity
-Wood growth capacity	-COPD severe	-Ozone formation, Human health	-Land use
-Fish and meat production capacity	-Cancer	-Ozone formation, Terrestrial ecosystems	-Mineral resource scarcity
-Drinking water	-Skin cancer	-Fine particulate matter formation	-Fossil resource scarcity
-Irrigation water	-Low vision	-Freshwater ecotoxicity	-Water consumption, terrestrial ecosystems
-Species extinction	-Poisoning	-Marine ecotoxicity	-Water consumption, human health
-YOLL	-Intellectual disability	-Terrestrial ecotoxicity	-Freshwater eutrophication
-Malnutrition	-Osteoporosis	-Global warming, human health	
-Diarrhea	-Renal dysfunction	-Global warming, terrestrial ecosystems	
-Gravation of angina pectoris	-Housing availability	-Global warming, freshwater ecosystems	
	-Separations	-Water consumption, aquatic ecosystems	
	-Depletion of abiotic resources	-Marine eutrophication	
MIDPOINT			
ILCD 2011 Midpoint+ V1.10		CML-IA baseline v3.05	
-Climate change	-Terrestrial eutrophication	Abiotic depletion	Photochemical oxidation
-Ozone depletion	-Freshwater eutrophication	Abiotic depletion (fossil fuels)	Acidification
-Human toxicity, non-cancer effects	-Marine eutrophication	Global warming	Eutrophication
-Human toxicity, cancer effects	-Freshwater ecotoxicity	Ozone layer depletion	
-Particulate matter	-Land use	Human toxicity	
-Ionizing radiation	-Water resource depletion	Freshwater ecotoxicity	
-Photochemical ozone formation	-Mineral and fossil resource depletion	Terrestrial ecotoxicity	
-Acidification			

Fuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

Poco a poco se van desarrollando metodologías eficaces para la selección de categorías. Una característica del ACV es que se trata de un proceso iterativo. A lo largo de él se van modificando los supuestos y limitaciones para alcanzar los resultados deseados, se modifica el inventario si surge una necesidad de recabar más información, se modifica el método de

caracterización... Klöpffer y Grahl, (2014) recomiendan seguir los siguientes pasos para determinar las categorías de impacto:

1. Seleccionar categorías de impacto e indicadores de categoría en la fase de Alcance y Objetivo del ACV. Es decir, de lo que se trata es de seleccionar las categorías de ajustándonos a nuestras limitaciones y requisitos de partida. Si queremos enfatizar el desempeño de un producto en lo que a energía se refiere, igual podemos centrarnos solo en categorías de impacto relacionadas con el consumo de combustibles, energías renovables...
2. Recabar datos en base a las categorías de impacto definidas. Una vez definidas las categorías, se identifica con mayor facilidad qué datos son necesarios.
3. Redefinir las categorías de impacto. En el paso anterior pueden surgir limitaciones, los datos pueden no ser suficientes o puede haber resultados del inventario que no está claro a qué categoría pertenecen.
4. Seleccionar los indicadores de categoría y los modelos de caracterización. Justificación y referencias.
5. Redefinir el Alcance y el Objetivo. El ACV debe ser un análisis coherente y transparente, todas las asunciones, limitaciones, juicios de valor y condiciones de partida deben figurar explícitamente en él. En este punto deben justificarse las decisiones tomadas en la selección de categorías y desarrollo del ICV.
6. Complementar el ICV si es necesario (p.188).

También es recomendable realizar una revisión exhaustiva de los ACV recientes de temática similar para conocer el estado del arte. Qué categorías se están utilizando en el ámbito de la construcción, métodos obsoletos, incompatibilidades, problemas particulares... (Klöpffer y Grahl, 2014, p.190)

En referencia al ACV de materiales aislantes, algunos de los usuarios se apoyan en el marco normativo de las Declaraciones Ambientales de Productos (DAP) de los productos de construcción. La norma UNE-EN 15804:2012+A1 (AENOR, 2006c) obliga a que dichas DAP, y por consiguiente el ACV, de los productos de construcción contemplen las categorías de impacto, indicadores y factores de caracterización de la Tabla 4.

Tabla 4. *Categorías de impacto, indicador de categoría y factor de caracterización que exige la norma UNE-EN 15804:2012+A1*

Categoría de Impacto	Parámetro	Unidad expresada por unidad funcional o unidad declarada.
Agotamiento de recursos abióticos– elementos	Potencial de agotamiento de recursos abióticos para recursos no fósiles (ADP- elementos)	kg Sb eq
Agotamiento de recursos abióticos–combustibles fósiles	Potencial de agotamiento de recursos abióticos para recursos fósiles (ADP- combustibles fósiles)	MJ, valor calorífico neto
Acidificación del suelo y el agua	Potencial de acidificación del suelo y de los recursos de agua, AP	kg SO ₂ eq
Agotamiento de la capa de ozono	Potencial de agotamiento de la capa de ozono estratosférico, ODP	kg CFC-11 eq

Calentamiento global	Potencial de calentamiento global, GWP	kg CO2 eq
Eutrofización	Potencial de eutrofización, EP	kg (PO4)3- eq
Formación de ozono fotoquímico	Potencial de formación de ozono troposférico, POCP	kg etileno eq

Nota: Parámetro equivaldría al concepto de indicador de categoría, y unidad expresada por unidad funcional o unidad declarada a factor de caracterización. Fuente: AENOR. (2006c). UNE-EN 15804:2012+A1: Sostenibilidad en la construcción. Declaraciones ambientales de producto. Reglas de categoría básicas para productos de construcción (p.35). Madrid: AENOR

3. CLASIFICACIÓN

El proceso de clasificación por el cual los resultados del inventario del sistema de producto se asignan a las categorías de impacto por lo general se realiza mediante programas informáticos especializados o guías de ACV. La normativa no especifica que se deban usar determinados métodos de caracterización o listas de clasificación. Deja libertad de elección al usuario siempre y cuando se satisfagan los requisitos que pide la normativa. Como se ha enfatizado anteriormente, según el método escogido, todos los resultados del inventario estarán pre-clasificados en unas determinadas categorías de impacto. Al llevarse a cabo este proceso por defecto, habitualmente se desconoce qué sustancias explícitamente impactan en cada categoría.

Generalmente, en las categorías de impacto con un número limitado de flujos de sustancia contribuyentes, como puede la categoría de cambio climático o calentamiento global, eutrofización...las listas de sustancias que contemplan son muy parecidas entre los diferentes métodos de caracterización. Por otro lado, para las categorías de toxicidad humana o ecotoxicidad, hay una mayor variabilidad (Guineé, 2015, p.30).

Por ejemplo, el usuario puede pensar que, en el proceso de acidificación, se incluye el dióxido de carbono, principal sustancia acidificante en los océanos. Sin embargo, a no ser que se informe de que sustancias se incluyen en la categoría acidificación, desconocerá que en la práctica del ACV las emisiones de CO₂ solo se clasifican en la categoría Calentamiento Global. En el ACV se desestima la capacidad de acidificación del CO₂ en los océanos. Por consiguiente, el usuario de ACV aunque se sirva de métodos, listas, criterios... por defecto, debe siempre ser conocedor de ellos y justificar su uso. Con el objetivo de disminuir la incertidumbre del análisis y aumentar la veracidad y relevancia de los resultados.

En la práctica muchas veces esto no es posible porque la información sobre los modelos no siempre es accesible o de serlo es muy compleja de entender.

A pesar de las listas por defecto que al elegir un método de caracterización preseleccionan los resultados del inventario en las categorías del método, en ocasiones hay resultados del inventario que no aparecen en ninguna de las listas de las categorías. No se sabe qué tipo de impacto ambiental está asociado a la sustancia. Entonces, o el usuario desarrolla un factor de caracterización propio para los resultados del inventario que se habían quedado sin clasificar o los excluye de los resultados finales.

Respecto a la segunda opción según el manual ILCD, excluir resultados del inventario, sin clasificarlos y caracterizarlos es uno de los errores más comunes que se dan en la Evaluación

del Inventario del Ciclo de Vida. Esto puede deberse al desconocimiento del usuario sobre cómo abordar el problema.

La UNE-EN ISO 14044:2006 (AENOR, 2006b) especifica que después de la EICV deben informarse aparte explícitamente aquellos flujos elementales que no han sido clasificados y caracterizados. Además, recordemos que al aplicar criterios de corte se excluían flujos para simplificar los resultados. Estos flujos excluidos también debían justificarse e informarse en el análisis.

El ILCD recomienda que se haga un esfuerzo por evitar estas situaciones, y de no poder ser evitadas que se describan a parte qué flujos han sido excluidos, sus características y cantidades.

Otro problema que puede encontrar el usuario se da cuando algunos resultados del inventario pueden clasificarse en más de una categoría. Esto ocurre cuando:

- El resultado del inventario tiene dos o más impactos potenciales. Por ejemplo, una emisión que puede tanto ser tóxica para la salud humana y por tanto incluirse en la categoría toxicidad humana o también puede ser una sustancia precursora de un proceso de acidificación y por consiguiente incluirse en la categoría correspondiente.
- El resultado del inventario tiene uno o más impactos principales y otros secundarios derivados de una cadena causa-efecto. Un vertido que desencadena una serie de impactos. Por ejemplo, un vertido con metales pesados que a través de la cadena alimentaria después de impactar en los ecosistemas agrarios impactan sobre la salud humana. Esta situación está relacionada con la necesidad de elegir entre categorías endpoint o midpoint que se ha tratado anteriormente.
- Dos o más resultados del inventario se influyen mutuamente en sus respectivos impactos. Por ejemplo, en la formación del smog fotoquímico, tenemos los óxidos de nitrógeno y los Compuestos Orgánicos Volátiles, los cuales interaccionan en el proceso de formación del smog fotoquímico (Guineé, 2015, p.32).

4. LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO Y SUS MODELOS DE CARACTERIZACIÓN

A continuación, se describen los problemas ambientales y los mecanismos ambientales que se contemplan en el ACV para cada categoría de impacto. También se describen los factores de caracterización, indicadores de categoría y modelos disponibles en la actualidad.

Se han desarrollado solo las categorías empleadas en el análisis de la Memoria y el enfoque midpoint (indicadores de categoría y factores de caracterización midpoint).

4.1. Cambio climático/calentamiento global

4.1.1. La categoría de impacto

En la bibliografía consultada la denominación de esta categoría cambia, algunas veces se denomina Cambio Climático y en otras ocasiones Calentamiento Global. Expuesto anteriormente el mecanismo ambiental del Cambio Climático (Figura 3), se considera más oportuno que cuando nos refiramos a la categoría tipo midpoint se le denomine Calentamiento Global en vez de Cambio Climático.

El calentamiento global es el proceso por el cual el sistema terrestre aumenta su temperatura de forma anómala. Esto puede deberse a varios motivos:

A) Cambio de uso de la superficie terrestre.

La transformación antropogénica de la superficie terrestre puede llevar tanto a la modificación del albedo terrestre como a la capacidad sumidero de CO₂, principal gas de efecto invernadero entre otros aspectos.

El albedo es la proporción de radiación solar incidente en la superficie que se refleja de vuelta al espacio. Según las características de la superficie esta tendrá mayor o menor albedo, reflejará más o menos radiación. Cuanto menor albedo presente una superficie, más radiación absorberá y por tanto contribuirá al aumento de la temperatura. El tipo de superficie que más albedo presenta es la nieve (80%) y el más bajo un cultivo (20%). Todos los procesos que alteren la superficie terrestre y lleven a un mosaico de superficies que disminuyan el albedo global, contribuirán al calentamiento global.

Por otro lado, la eliminación de superficies cubiertas por vegetación ya sea arbórea, arbustiva, pastizales, cultivos... supone la eliminación de sumideros de CO₂, principal gas de efecto invernadero.

B)Emisiones de aerosoles. Los aerosoles son una la mezcla heterogénea de partículas sólidas o líquidas en un medio gaseoso. Existen aerosoles formados por procesos naturales como las espumas marinas, polvo mineral arrastrado por el viento o el humo de los incendios, y también antropogénicos como el humo de las centrales termoeléctricas. Son un grupo de emisiones muy variado cuyas características fisicoquímicas que determinan el efecto sobre el clima son muy difíciles de determinar (Palacios, 2014). Existen tres mecanismos de interacción aerosoles-clima distintos:

- *Efecto directo:* Los aerosoles dispersan y absorben radiación solar incidente, y en menor medida emiten, dispersan y absorben radiación terrestre. La dispersión hace que el clima tienda a enfriarse, mientras que la absorción tiende a calentar la tierra. El equilibrio entre enfriamiento y calentamiento depende de las propiedades de los aerosoles y de las condiciones ambientales (Palacios, 2014).
- *Efecto semi-directo:* Se produce cuando el calentamiento local de la atmósfera causado por la absorción de la radiación por parte de los aerosoles disminuye el proceso de formación de nubes (Palacios, 2014).
- *Efecto indirecto:* Los aerosoles sirven como núcleos de condensación de gotas de las nubes y partículas de hielo modificando las propiedades físicas de las nubes. Aumentan el albedo de estas ya que las gotas que forman son de menor diámetro y también modifican el tiempo de vida de la nube, su espesor y reducen el número de gotas que pueden precipitar en forma de lluvia (Palacios, 2014).

C)Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI). La troposfera es una masa de aire compuesta por diversos gases. Los GEI: CO₂, N₂O, CH₄...están presentes de forma natural y son necesarios para la vida en la tierra. Reflejan de vuelta a la superficie terrestre parte de la radiación emitida por esta de vuelta al espacio, manteniendo una temperatura terrestre que permite la supervivencia de los seres vivos. A pesar de ello, numerosas actividades humanas emiten GEI lo cual aumenta su concentración por encima de sus niveles naturales.

Todos estos factores modifican el forzamiento radiativo, que es la radiación recibida en la Tierra menos la radiación emitida por la Tierra al espacio, medida en W/m^2 . Un forzamiento radiativo positivo implica un aumento de la temperatura de la atmósfera y de la superficie de los océanos al haber un balance positivo entre la radiación que se recibe y la que se emite de vuelta al espacio.

En el ACV al tratar la categoría calentamiento global, no se incluyen todos los anteriores factores. La categoría de impacto Calentamiento Global en el contexto del ACV hace referencia únicamente al calentamiento global producido por el efecto invernadero causado por las emisiones antropogénicas de GEI. Por ello solo se consideran los flujos elementales de GEI y su correspondiente mecanismo de impacto. En la Figura 4 se muestran los límites de la categoría de impacto:

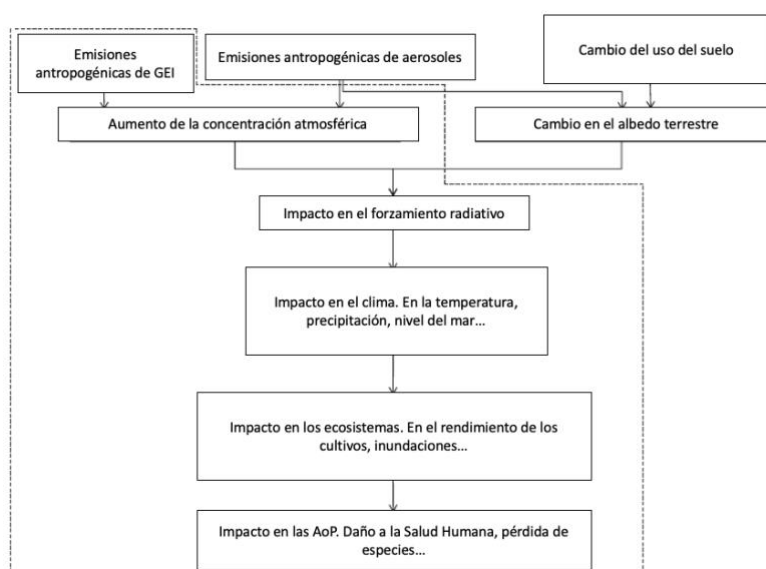


Figura 4. Mecanismo ambiental del calentamiento global en el contexto del ACV. La línea discontinua indica que fases del proceso quedan fuera del ACV. Nota Fuente: Adaptado de Levasseur, A. (2015). *Climate Change* (p.40). En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp.38-50). Springer Netherlands

4.1.2. Indicador de categoría

Como indicador de categoría se usa el forzamiento radiativo.

4.1.3. Caracterización (factores de caracterización) y modelos

Todas las metodologías usan el concepto de Potencial de Calentamiento Global (GWP de sus siglas en inglés) desarrollado por el IPCC. El GWP representa la acumulación de forzamiento radiativo para un GEI y horizonte temporal determinados, relativos al valor calculado para el CO_2 , gas de referencia. Se mide en kg de CO_2 equivalentes por kg de GEI.

Existe para cada GEI tres factores de caracterización distintos según el horizonte temporal a considerar. Según durante cuánto tiempo consideremos que esos gases son potenciales causantes de calentamiento global. Pueden considerarse 20 años, 100 años o 500 años.

Por ejemplo, el GWP_{100} del metano es el forzamiento radiativo que causa 1 kg de metano medido durante 100 años. Dicho valor se expresa en kg de CO_2 , y en este caso 1 kg de metano en 100 años causa el mismo forzamiento radiativo que 85,4 kg de CO_2 en 100 años.

En la Tabla 5 se muestran algunos ejemplos de valores de GWP publicados por el IPCC. Según el método escogido, habrá disponibles para cada sustancia del ICV su GWP_{20} , GWP_{100} o GWP_{500} .

Tabla 5. Ejemplos de valores de GWP para algunos gases.

Gas	GWP_{20} (kg eq CO_2 /kg gas) ^a	GWP_{100} (kg eq CO_2 /kg gas) ^b	GWP_{500} (kg eq CO_2 /kg gas) ^c	Tiempo de residencia (años)
CO_2	1	1	1	Variable
CH_4	85,4	30,5	7,6	Corto
Cloroformo	60	16	9	Largo
CFC-11	6900	4660	1600	Corto
HFC-23	10800	12400	10000	Largo

^a Fuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

^b Fuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

^c Fuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

El concepto del horizonte temporal en el GWP es importante debido la variabilidad del tiempo de residencia de diferentes gases en la troposfera. Por ejemplo, el metano tiene una residencia en la troposfera estimada de 12 años, mientras que el trifluoruro de nitrógeno 740 años. Si tomamos los factores para un horizonte de 20 años, estamos desestimando el efecto del trifluoruro durante los 250 años que permanece de más en la troposfera. Aunque el valor del GWP de gases con alto tiempo de residencia, no varía apenas con el horizonte temporal (Klöpffer y Grahl, 2014, p.238).

Habitualmente en los ACV se usa el GWP con un horizonte temporal de 100 años (GWP_{100}). De hecho, el GWP_{100} está ampliamente aceptado por la comunidad científica y fue el adoptado por el protocolo de Kyoto I. En cambio, el IPCC considera que tener en cuenta el impacto de las emisiones durante un plazo de 500 años es suficiente para contabilizar el daño causado por los gases con un elevado tiempo de permanencia troposférico. Desde el punto del rigor científico solo así se contabilizan los impactos más relevantes

Lo que se recomienda realizar un análisis de sensibilidad con los otros dos horizontes temporales para comprobar la influencia del horizonte temporal en los resultados. Esto es sobretodo relevante por ejemplo a la hora de analizar sistemas agrícolas debido a que a veces las emisiones de N_2O tienen un ciclo de vida largo (120 años más o menos) y su GWP_{100} es bastante menor en comparación con su GWP_{500} . (European Comission-Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability, 2011)

Todos los modelos incluyen en su categoría de impacto el GWP, el problema es que no todos actualizan el método cada vez que se actualizan los factores de caracterización (European Commission-Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability, 2011). Además, según el modelo tendremos disponible uno, dos o los tres horizontes temporales para los cálculos. En la Tabla 6 podemos ver qué GWP utilizan algunos de los modelos.

Tabla 6. *Versión del GWP y horizonte temporal de algunos modelos de caracterización.*

Modelo	GWP	Versión de los datos (año)
IMPACT 2002+	GWP ₅₀₀	2001
ReCiPe 2008	GWP ₁₀₀	2007
TRACI 2	GWP ₁₀₀	2007
CML-IA	GWP ₁₀₀	2007
IMPACT World+	GWP ₁₀₀ y GWP ₅₀₀	2013

Fuente: Rosenbaum, R.K. (2017). Selection of Impact Categories, Category Indicators and Characterization Models in Goal and Scope Definition (p.90). En M.A. Curran. (Ed.), *Goal and Scope definition in Life Cycle Assessment* (pp. 63-123). Springer Netherlands

Como vemos la gran mayoría de los modelos solo contemplan un único valor de GWP para cada sustancia con las limitaciones que ello implica. Además, no siempre usan los valores de GWP publicados por el IPCC más actuales.

4.1. Reducción de la capa de ozono

4.1.3. La categoría

El ozono (O₃) es un gas presente en la atmósfera de forma natural que sobre todo se concentra en la zona inferior de la estratosfera. Sus reacciones de formación y destrucción están en constante equilibrio. Se trata de un gas muy reactivo, sobre todo con compuestos halogenados, óxidos de nitrógeno, radicales hidroxilo y radicales libres.

Por un lado, el ozono se forma cuando se recombinan átomos de oxígeno de la fotólisis de la molécula de oxígeno. Y por otro lado, el ozono puede descomponerse por fotólisis o reaccionando con átomos de oxígeno o halógenos, una molécula de óxido nítrico o radicales hidroxilo.

Los reactivos y productos de los procesos de destrucción y formación del ozono interaccionan entre sí constantemente de forma que las sustancias que catalizan los procesos de destrucción del ozono están constantemente actuando.

La importancia de la presencia del ozono en la atmósfera reside en que absorbe la radiación de la franja ultravioleta protegiendo a los seres vivos de los efectos perjudiciales que tiene este espectro de radiación. Casi el 99% de la radiación UV del sol que llega hasta la estratosfera es absorbida en la reacción de formación de ozono.

La causa principal de la reducción del ozono antropogénica se debe a la presencia de átomos libres de cloro y bromo procedentes de la estratosfera. Estos átomos libres proceden de la fotólisis de compuestos presentes en la troposfera que ascienden hasta la estratosfera. Compuestos como clorofluorocarbonos (CFC), los halones (compuesto con grupo halógeno), el tetracloruro de carbono, el tricloroetano y el bromometano. Estos compuestos fruto de

actividades humanas la mayor parte, ascienden hasta el límite entre la estratosfera y la capa de ozono donde por acción de la radiación UV liberan sus halógenos en forma de radicales libres. A su vez estos radicales libres reaccionan con el ozono destruyéndolo.

En la Figura 5 se muestra el mecanismo ambiental de la reducción del ozono estratosférico causado por emisiones antropogénicas en el ACV. Similar a lo que ocurre en la categoría de impacto Calentamiento Global en el ACV en la reducción de la capa de ozono solo se consideran como sustancias destructoras de la capa de ozono las sustancias halocarbonadas, sustancias compuestas por carbono y halógenos (bromo, cloro, flúor e hidrógeno). No se están considerando otras emisiones antropogénicas que alteren el proceso natural de formación y destrucción del ozono como el metano, dióxido de carbono o óxido de nitrógeno.

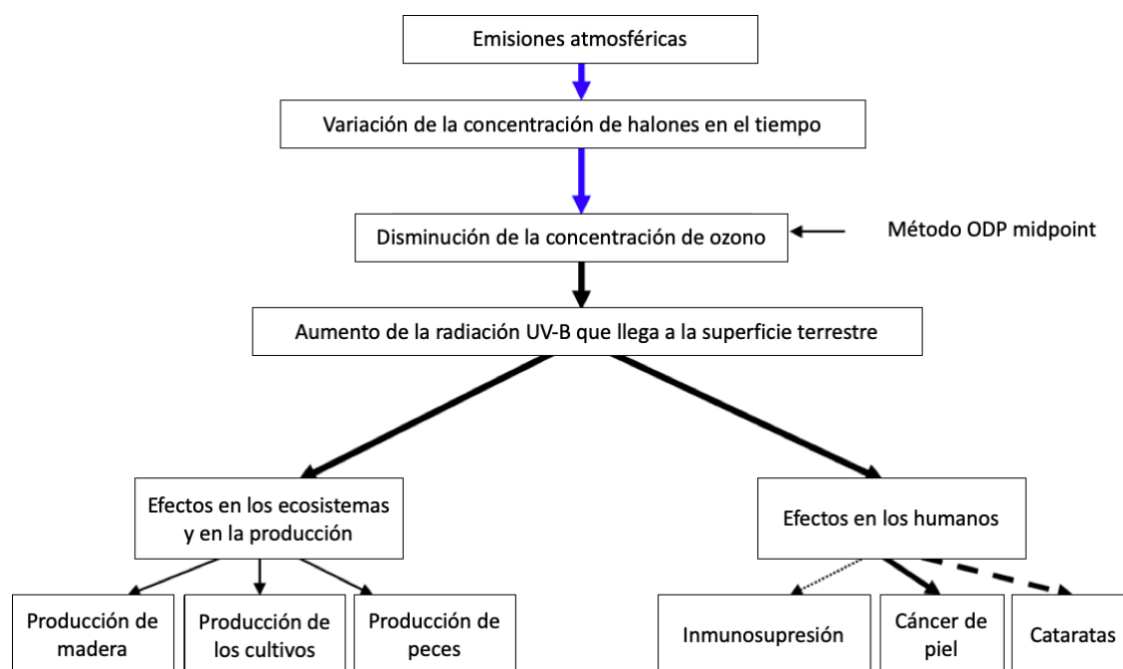


Figura 5. Mecanismo ambiental de destrucción del ozono estratosférico en el contexto del ACV. Nota Fuente: Adaptado de European Commission-Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability.(2011).*International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context* (p.20). Publications Office of the European Union.

4.1.4. Indicador de categoría

Para esta categoría como indicador midpoint se suele escoger la disminución de la concentración de ozono en la estratosfera.

4.1.5. Caracterización (factor de caracterización) y modelos

Todos los métodos de caracterización incluyen la categoría de impacto disminución de la capa de ozono u otro nombre similar y usan como factor de caracterización el potencial de reducción del ozono (ODP en inglés). El factor lo desarrolló la Organización Meteorológica Mundial, la cual se encarga de actualizar los valores periódicamente. El ODP al igual que el GWP es también en sí un método midpoint

El ODP de un compuesto químico es la cantidad de ozono que se destruye con la emisión de dicho compuesto independientemente del tiempo que tarde en destruirse. Mide el efecto

acumulativo de una sustancia sobre la concentración de ozono en un horizonte temporal infinito. Las unidades del ODP: son kg de CFC-11 equivalentes por kg de sustancia. El CFC-11, también llamado R-11 (un clorofluorocarbono) se le asignó un ODP igual a unidad como referencia.

En la Tabla 7 se muestra un ejemplo de los valores de ODP para algunos gases.

Tabla 7. Valor de ODP de algunos gases.

Sustancia	ODP (kg CFC-11 eq/kg) ^a	Tiempo de residencia (años) ^b
CFC-11	1	45
CFC-113	1	90
Halon 1211	5.1	11
HCFC-22	0.034	11.8

^aFuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

^bFuente: Klöpffer, W., y Grahl, B. (2014). Life cycle assessment : (LCA) : a guide to best practice. (W. Klöpffer, Ed.) (first). Weinheim,: Wiley-VCH. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat03043a&AN=bupn.00410429&site=eds-live>

La OMM publica periódicamente los valores ODP actualizados y la gran mayoría de los modelos usan los valores publicados en 2003, a pesar de que hay datos más actuales como los usados por el modelo IMPACT World+ publicados en 2011. En la Tabla 8 podemos ver las versiones de los datos que emplean algunos de los modelos de cálculo.

Tabla 8. Versión de ODP que emplean algunos modelos de caracterización.

Modelo	Versión valores de ODP (año)
IMPACT 2002+	2003
ReCiPe 2008	2003
TRACI 2	2003
CML-IA	2003
IMPACT World+	2011

Fuente: Rosenbaum, R.K. (2017). Selection of Impact Categories, Category Indicators and Characterization Models in Goal and Scope Definition (p.90). En M.A. Curran. (Ed.), *Goal and Scope definition in Life Cycle Assessment* (pp. 63-123). Springer Netherlands

Aunque en teoría los valores de ODP de cada sustancia se han calculado para un horizonte temporal infinito y son los más usados, hay ODPs para un horizonte temporal menor. En la práctica no hay mucha diferencia respecto a los valores con horizonte temporal menor como por ejemplo de 100 años ya que por lo general la mayoría de las sustancias clasificadas dentro de esta categoría de impacto tienen una vida menor que 100 años. Por tanto, usar dichos valores también sería válido (European Commission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability, 2011).

4.2. Formación de smog fotoquímico

4.3.1. La categoría

En la literatura podemos encontrar la categoría de formación de smog fotoquímico nombrada también como:

- Formación fotoquímica de ozono
- Formación de ozono troposférico
- Formación de foto oxidantes

- Smog de verano
- Formación de smog fotoquímico

El smog fotoquímico es la formación de una neblina en la zona de la troposfera más cercana a la superficie de las ciudades, compuesta principalmente por ozono, óxidos de nitrógeno, ácido nítrico y peróxidos de hidrógeno y nitroacetilo (PAN). Se trata de una atmósfera dañina para los seres vivos.

El smog fotoquímico se dio por primera vez en la ciudad de Los Ángeles en 1943 cuando la combinación de óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles (COVs) catalizados por la radiación solar formaron ozono y nitrato de peroxiacilo creando una niebla tóxica.

El proceso de formación del smog fotoquímico depende de la naturaleza del COV y se ven involucradas muchos tipos de reacciones, pero en general sigue el siguiente esquema:

1. Los COVs o el CO reaccionan con los radicales hidroxilo (OH) en la troposfera formando radicales peróxido.
2. Los radicales peróxido oxidan el NO a NO₂
3. El NO₂ mediante fotólisis da lugar a NO y átomos de oxígeno.
4. Los átomos de oxígeno libres reaccionan con las moléculas de oxígeno formándose ozono. (European Commission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability, 2010b)

Por ello se deben dar las siguientes condiciones para la formación de la niebla.

1. Radiación solar intensa, con una contribución alta de rayos UV.
2. Presencia de óxidos de nitrógenos reactivos.
3. Compuestos orgánicos volátiles reactivos (COVs) y/ o CO₂.

Por tanto, la incidencia del smog es más alta en núcleos de población grandes y en climas cálidos y secos.

Podemos ver cómo esta categoría de impacto tiene un claro factor de regionalización muy marcado. Influirán mucho las condiciones locales, por ejemplo, si ese día ha habido precipitación, el índice de radiación solar y la composición de la atmósfera a nivel local.

Desde la perspectiva del ACV, las sustancias más relevantes que contribuyen a la formación del ozono son los óxidos de nitrógeno y los diferentes COVs. Estos últimos son especialmente un grupo de compuestos con características químicas muy diversas. Esta diversidad se traduce a un conjunto de reacciones muy diverso también. Algunos ejemplos de COVs son: isopreno, benceno, tolueno y acetona. Son compuestos formados por carbono y otros elementos que se volatilizan fácilmente. Además, la distribución espacial de los óxidos de nitrógeno y los COVs es muy heterogénea, todo ello hace que el proceso de formación del ozono sea un proceso muy heterogéneo dificultando su modelización.

En la Figura 6 podemos ver el mecanismo ambiental de impacto de la formación del smog fotoquímico.

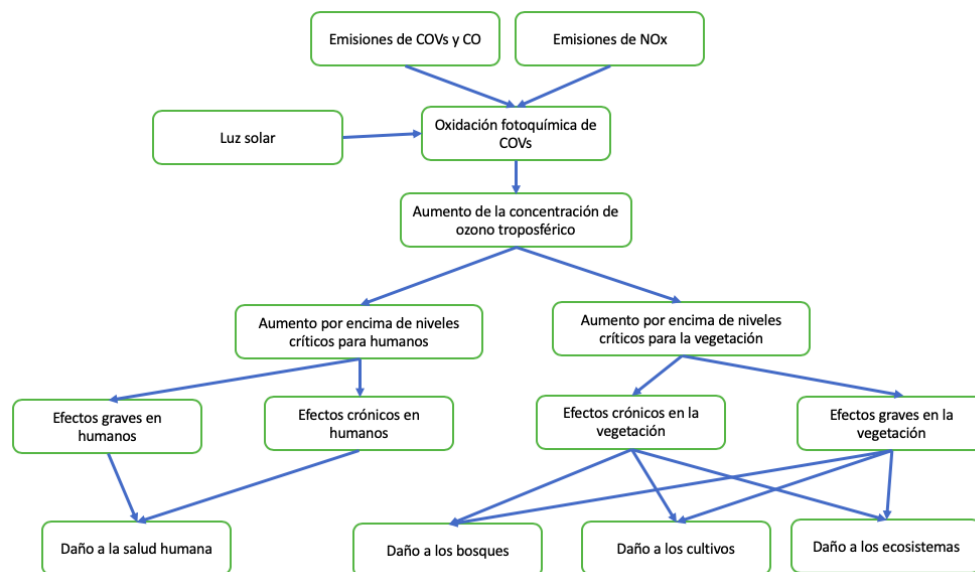


Figura 6. Mecanismo ambiental de la formación de smog fotoquímico en el contexto del ACV. Nota Fuente: Adaptado de European Commission-Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability. (2011). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context (p.49). Publications Office of the European Union.

Cabe mencionar que habrá modelos que excluyan al grupo metano (CH_4) denominándolos en vez de COVs, Compuestos Orgánicos No Metánicos (COVNM). Aunque a veces se usa indistintamente el término COVs tanto si contemplan el metano como si no. La razón por la cual a veces el metano es excluido es por su baja reactividad en el proceso de formación del ozono.

4.3.2. Indicador de categoría

En esta categoría de impacto no existe un indicador único usado por todos los modelos. Modelos como ReCiPe Midpoint o LIME Midpoint usan como indicador midpoint el incremento de la concentración de ozono troposférico. Por otro lado, el modelo EDIP2003 toma como indicador el aumento de la concentración de ozono troposférico, pero hasta una concentración perjudicial para los humanos o la vegetación.

4.3.3. Caracterización (factores de caracterización) y modelos

Debido a la complejidad de las sustancias y reacciones que se ven involucradas como se ha citado anteriormente, existe un compromiso entre la diferenciación espacial de los factores y las diferentes sustancias a considerar en los modelos desarrollados actualmente.

Por un lado, hay modelos que valoran mecanismos de reacción sencillos que ocurren bajo las condiciones más comunes de meteorología, composición química atmosférica y emisiones de otros contaminantes que se producen simultáneamente. No prestan especial interés a incluir la heterogeneidad espacial en la modelización. Pero tienen en cuenta muchas sustancias y sus diferentes capacidades para influir en el mecanismo ambiental, especialmente diferentes COVs.

Y por otro lado hay modelos que sí consideran la variabilidad espacial de los factores que influyen proceso (concentración previa, meteorología, etc....), a cambio de no modelizar las

diferentes capacidades que tienen los contaminantes de influir en el proceso, especialmente en lo concerniente a COVs.

En el primer grupo están los modelos que usan el factor de caracterización Potencial de Creación Fotoquímica de Ozono (POCP sus siglas en inglés) y la Reactividad Incremental Máxima (MIR sus siglas en inglés). Ambos miden la reactividad de un compuesto para formar ozono, pero son diferentes escalas.

El POCP mide como de propenso es un compuesto orgánico a formar ozono e indica la cantidad de ozono producida por un COV durante los 5 días posteriores a su emisión (Figueroa y Marino, 2004). Se basa en la reactividad del compuesto con los radicales hidroxilo presentes en la troposfera. Los valores de POCP se calculan para un horizonte temporal, condiciones meteorológicas y lugar concretos.

En la Tabla 9 vemos algunos ejemplos de valores de POCP calculados para el noroeste de Europa. Como sustancia de referencia se emplea el etileno. Por tanto, el POCP de un compuesto son los kg de ozono que produce 1 kg del compuesto, equivalentes a los que produciría el etileno durante 5 días.

Tabla 9. Valores de POCP para algunos gases.

Sustancia	POCP (kg eq de etileno/ kg sustancia) ^a	MIR ^b
Isopreno	109.2	145
1-Buteno	107.9	127
Tolueno	63.7	35
Acetona	9.4	7.3

^aFuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

^bFuente: Figueruelo, J. E., y Marino, M. (2004). Química física del ambiente y de los procesos medioambientales. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cab03043a&AN=bupn.00445728&site=eds-live>

La Reactividad Incremental (RI) se define como el cambio que tiene lugar durante unas horas en la concentración de ozono en una mezcla de COVs por un cambio de una unidad de magnitud en la concentración de un COV dado. La Reactividad Incremental Máxima (MIR) es por tanto la máxima variación en la concentración de ozono que puede provocar un COV (Figueroa y Marino, 2004).

El POCP y el MIR se diferencian en el tiempo que consideran de reacción, uno mide la capacidad de reacción del COV en unas pocas horas y el otro durante 5 días. Con el POCP se consideran hasta los COVs menos reactivos, mientras que con el MIR algunos COVs quedan fuera de la escala porque su reactividad no es lo suficientemente alta como para reaccionar en el plazo de unas horas.

4.4. Acidificación

4.4.1. La categoría

Es una categoría que, según el modelo, puede referirse a la acidificación terrestre, a la acuática (de agua dulce) o a ambas. No está estipulado exactamente que mecanismos ambientales debe englobar. Hay diversidad de opiniones sobre si la acidificación acuática y la terrestre deberían

ser categorías distintas o considerarse una sola. Por ejemplo, el ILCD considera que acidificación acuática podría considerarse una categoría de impacto separada de la acidificación terrestre.

A continuación, se describen los diferentes enfoques del proceso de acidificación.

Acidificación terrestre. Se entiende por acidificación terrestre a la disminución del pH del medio suelo. Si hay una elevada concentración de iones H^+ , la disolución tendrá un pH por debajo de 5 y será ácida. Pero en el caso del ecosistema del suelo, no solo es responsable de la acidez el ion H^+ , si no también el ion Al^{3+} . El Al^{3+} en la solución del suelo reacciona con las moléculas de agua liberando iones H^+ . Se trata un catión intercambiable con la fase sólida del suelo. Puede estar por tanto adsorbido por la fase sólida, o en la solución del suelo donde da lugar al aumento de iones H^+ .

La mayor o menor presencia de Al^{3+} se debe al material geológico a partir del cual se ha formado el suelo, el clima, mineralización de la materia orgánica, el uso de determinados fertilizantes, la deposición húmeda o seca de sustancias acidificantes y demás factores que causaran una disminución del pH. Ejemplos de deposición húmeda son procesos como la lluvia ácida, un drenaje de suelos que arrastra ácidos hasta las masas de agua o escorrentía superficial y subsuperficial.

De forma natural la lluvia debería tener un pH de 5.5-5.6. Por el contrario, si existen concentraciones elevadas atmosféricas principalmente de óxido de nitrógeno y sulfuro, en presencia de la humedad atmosférica dan lugar a ácido sulfúrico y nítrico. De forma que, al precipitar, la lluvia puede presentar un pH igual o menor de 5 dando lugar a lluvia ácida (Borucińska, 2014).

Por otro lado, la deposición seca se produce cuando las sustancias acidificantes precipitan en ausencia de humedad o son arrastradas por el viento o el polvo a los ecosistemas.

La disminución del pH en el ecosistema del suelo puede tener las siguientes consecuencias:

- Aumentar las concentraciones de elementos como hierro, cobre, manganeso o níquel hasta niveles tóxicos para las plantas y otros organismos del suelo.
- Generar carencia de elementos esenciales para la nutrición de las plantas al volverse menos solubles en la solución del suelo. Como por ejemplo carencia de calcio o potasio.
- Disminuir de la actividad biológica. Por debajo de un pH de 4.5 cesan los procesos de nitrificación y fijación del nitrógeno atmosférico llevados a cabo por bacterias.

Hay que considerar también la capacidad tampón del suelo, es decir, la capacidad de amortiguar los cambios de pH cuando se incorporan al suelo ácidos o bases. Cuanto más contenido en arcilla y materia orgánica tenga el suelo, más capacidad para mantener estable su pH. Existen por tanto suelos más sensibles que otros a los cambios de pH. Para medir la sensibilidad del suelo se emplea la Carga Crítica de Acidez, que es la cantidad más alta de sustancias acidificantes por debajo de las cuales no se producen cambios químicos perjudiciales para el ecosistema del suelo.

Será importante que el modelo de caracterización considere aquellas deposiciones de sustancias acidificantes que únicamente superen la Carga Crítica de Acidez del suelo. Ya que, de no superarse, se alteraría el pH, pero sin causar daños. Por ello también se deberá poder diferenciar

especialmente las áreas sensibles a cambios de pH de las áreas no sensibles. Los factores locales tendrán que influir en los resultados del impacto al igual que ocurre en la categoría formación de smog fotoquímico.

Acidificación en ecosistemas de agua dulce.

La acidificación de las masas de agua dulce es el proceso por el cual aumenta la concentración de iones H^+ a causa de la hidrólisis de ácidos. Estos ácidos pueden llegar a las masas de agua mediante deposición húmeda y/o deposición seca.

De forma natural las masas de agua pueden tener pH ácido por la presencia de CO_2 disuelto desde la atmósfera, ácido sulfúrico de algunos minerales o ácido húmico proveniente de la mineralización del mantillo del suelo. Por otro lado, la principal fuente de basicidad en el agua es el carbonato cálcico. Los ácidos y las bases presentes en el agua constituyen un sistema tampón que amortigua los cambios de pH. También deberá considerarse la capacidad de la masa de agua de amortiguar el cambio de pH.

Finalmente, en el ACV se entiende por acidificación al mecanismo ambiental por el cual disminuye el pH del suelo a raíz de emisiones atmosféricas acidificantes. Se consideran tanto la deposición (seca y húmeda) de las emisiones. Se asume que la acidificación terrestre precede a la acidificación de masas de agua dulce (European Comission -Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010b).

En la Figura 7 vemos los mecanismos ambientales que se incluyen dentro de la categoría Acidificación en el ACV.

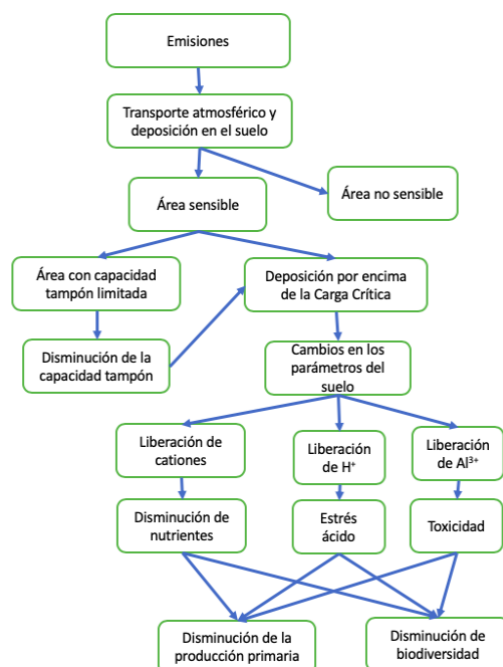


Figura 7. Mecanismo ambiental de la acidificación terrestre en contexto del ACV. Fuente: Adaptado de European Comission-Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability. (2011). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context (p.58). Publications Office of the European Union.

4.4.2. El indicador de categoría

Según el modelo, se utilizan distintos indicadores de categoría a lo largo de la cadena de impactos, unos más cerca del proceso de emisión y otros más alejados. Los más comunes son los siguientes:

- Iones H^+ formados
- Iones H^+ depositados en el suelo
- Cambios en la acidez del suelo

4.4.3. Caracterización (factores de caracterización) y modelos

El factor más utilizado a nivel midpoint y que recomienda el ILCD es el Potencial de Acidificación. Mide la propensión de una sustancia a formar iones H^+ contabilizando protones generados por unidad funcional en kg de SO_2 equivalentes, también pueden contabilizarse como masa o moles de protones (Klöpffer y Grahl, 2014).

El valor del factor de caracterización de cada sustancia precursora puede calcularse fácilmente mediante estequiometría. También en general todos los modelos incluyen factores de caracterización específicos a cada país u otra región lo cual permite la diferenciación espacial requerida.

Por lo que respecta a los mecanismos ambientales la mayoría de los modelos solo contemplan la acidificación terrestre. No existen apenas modelos de caracterización que hayan desarrollado factores de caracterización para la acidificación de agua dulce. Solo el modelo IMPACT World+ (2018) contempla el proceso de acidificación de masas de agua dulce. Y por ejemplo el modelo ReCiPe 2008 se centra en especial en la acidificación de bosques, en la acidificación de la masa forestal en sí.

4.5. Eutrofización

4.5.1. La categoría

Al contrario de lo que se suele pensar, existe tanto la eutrofización en los ecosistemas terrestres como en los acuáticos. Ambos son procesos evolutivos, que se dan de forma natural en los ecosistemas, pero pueden verse acelerados por el hombre. A continuación, se describen ambos procesos.

Eutrofización acuática

En los ecosistemas acuáticos la eutrofización es el proceso por el cual la masa de agua se enriquece en nutrientes, causando un aumento en la producción de materia orgánica que al descomponerse disminuye el oxígeno disuelto en las zonas profundas.

Los estratos superiores del ecosistema, aquellos que reciben luz solar, se sobre enriquecen de nutrientes, especialmente de NO_3^- y PO_4^{3-} aumentando la producción primaria de las algas presentes. Trascurrido su ciclo vital, esta nueva materia orgánica muere y se deposita en los estratos inferiores de la masa de agua. Finalmente, en el fondo se produce la descomposición de la materia orgánica depositada, lo que da lugar a consumo de oxígeno y liberación de dióxido de carbono. Como resultado los estratos inferiores se empobrecen de oxígeno y se acidifican con la presencia del CO_2 . Además, en los estratos superiores se reduce la cantidad de iluminación recibida al aumentar la densidad de algas.

Esta sobre fertilización puede tener origen antropogénico. El fósforo puede tener origen en abonos fosfatados, erosión del suelo o detergentes, sustancias que se vierten en los ecosistemas acuáticos. El nitrógeno proviene principalmente de actividades ganaderas y lixiviación de fertilizantes nitrogenados.

Con la eutrofización aparecen unas condiciones de vida que comprometen la supervivencia de los organismos: anoxia, acidificación, solubilización de compuestos tóxicos al disminuir el pH, etc. Puede llegar el caso en el que se interrumpe el suministro de agua potable, con su respectivo impacto en toda la cadena alimenticia.

Eutrofización terrestre

En los ecosistemas terrestres la eutrofización es causada por la deposición húmeda o seca de emisiones de compuestos nitrogenados de procesos de combustión o por ejemplo del amoníaco procedente de la agricultura. Este input extra de nutrientes supone un cambio en los nutrientes disponibles en el suelo para las plantas. En consecuencia, modifica la composición de la vegetación al favorecerse aquellas especies que se benefician de niveles de nutrientes disponibles más altos, generalmente de nitrógeno que es el nutriente limitante. Podríamos decir que el impacto de la eutrofización en los ecosistemas terrestres es similar al impacto que tiene la fertilización en ellos.

Al igual que en la acidificación, los ecosistemas terrestres y acuáticos presentan una carga crítica que de sobrepasarse desencadenará procesos de eutrofización. En los terrestres se utiliza el concepto Carga Crítica de Nitrógeno que se define como la deposición más alta de nitrógeno en forma de NO_x y/o NH_4^+ por debajo de la cual no se esperan efectos dañinos en la estructura y función del ecosistema. Se trata del nitrógeno porque es el principal nutriente limitante en los ecosistemas terrestres. Por el contrario, en los acuáticos el limitante es el fósforo y por ello se emplea la Carga Crítica de Fósforo (European Commission -Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability, 2011).

En conclusión, en el contexto del ACV la eutrofización acuática hace referencia al proceso de eutrofización en masas de agua dulce como consecuencia de un vertido directo o indirecto de nutrientes, principalmente fósforo. Mientras que la eutrofización terrestre hace referencia al proceso que tiene lugar en los ecosistemas terrestres a causa de deposiciones húmedas o secas de compuestos nitrogenados. Es decir, en la eutrofización de suelos solo se consideran la deposición de emisiones y en la acuática los vertidos.

En la Figura 8 vemos el esquema de los mecanismos ambientales e impactos finales que se contemplan en el ACV.

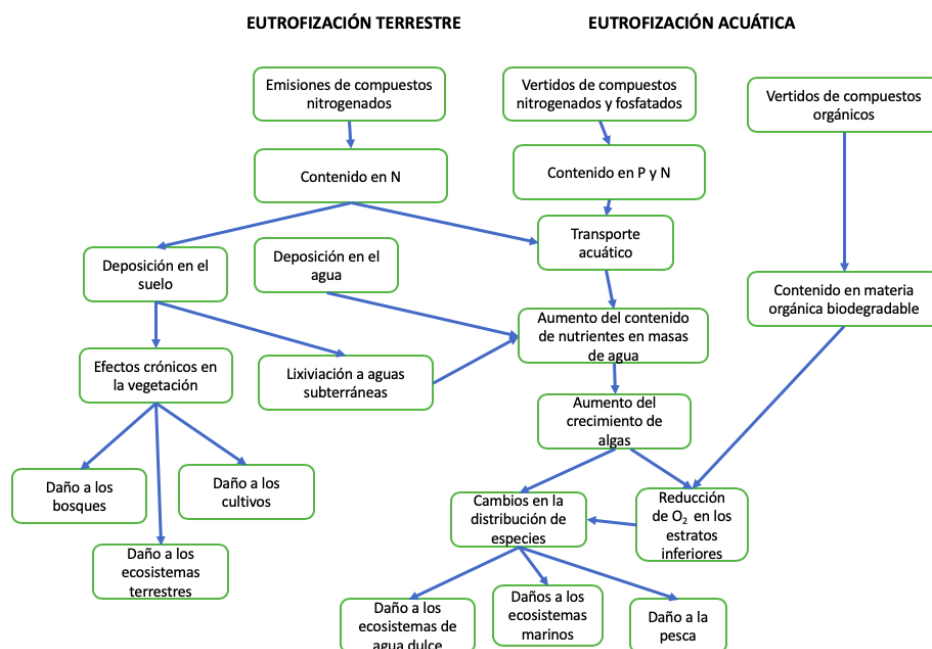


Figura 8. Mecanismo ambiental del proceso de eutrofización terrestre y acuática. Nota Fuente: Adaptado de European Comission-Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability. (2011). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context (p.68). Publications Office of the European Union.

4.5.2. El indicador de categoría

Como indicadores los modelos usan:

- Aumento de la concentración de nutrientes en el agua
- Exposición del ecosistema terrestre a cargas superiores a la carga crítica
- Disminución del oxígeno en los estratos inferiores de las masas de agua

4.5.3. Caracterización (factores de caracterización) y modelos

Para esta categoría de impacto se suele usar el Potencial de Eutrofización (PE). El cual mide la capacidad de una sustancia para favorecer la producción primaria de un ecosistema, por ejemplo, la producción de algas. El factor se basa en el ratio de Redfield. Ratio que describe la proporción de carbono, nitrógeno y fósforo presente en el fitoplancton (106:16:1) observada por primera vez por el científico Alfred Redfield.

Esta relación permite calcular partir del contenido en fósforo y nitrógeno de una sustancia la biomasa que puede dar lugar y por consiguiente su factor de caracterización. El PE puede adaptarse al enfoque acuático o terrestre cambiando la sustancia de referencia. De forma que las unidades serían kg de nitrato equivalentes para la eutrofización terrestre y kg de fosfato equivalentes.

En la Tabla 10 se muestran algunos factores de caracterización expresados como kg equivalentes de fosfato.

Tabla 10. Valor de Potencial de Eutrofización para algunas sustancias

Sustancia	Factor de caracterización: Potencial de Eutrofización (kg eq. PO ₄ ³⁻)
-----------	---

Fosfato	1
Monóxido de nitrógeno	0.2
Nitrato	0.1
NH ₄ ⁺	0.33

Fuente: PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]

Por lo que respecta a los modelos de cálculo unos abordan mejor que otros uno de los dos tipos de eutrofización. Al igual que ocurría en la acidificación es más complicado modelizar vertidos que las emisiones y los modelos no suelen poder calcular con precisión y exactitud la eutrofización acuática. Por el contrario, todos los modelos se centran en el nutriente limitante y consideran las Cargas Críticas correspondientes para implementar la diferenciación espacial.

En ambas eutrofizaciones también puede tratarse de contaminación por materia orgánica directamente, pero por lo general no se clasifica en la categoría la materia orgánica. Aunque algunos modelos incluyen sustancias orgánicas en base a su Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO). Como por ejemplo los modelos MEEuP o TRACI.

5. BIBLIOGRAFÍA

- AENOR. (2006a). UNE-EN ISO 14040: Gestión medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y Marco de Referencia. Madrid: AENOR
- AENOR. (2006b). UNE-EN ISO 14044: Gestión medioambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y directrices. Madrid: AENOR
- AENOR. (2006c). UNE-EN 15804:2012+A1: Sostenibilidad en la construcción. Declaraciones ambientales de producto. Reglas de categoría básicas para productos de construcción. Madrid: AENOR
- Guineé, J.B. (2015). Selection of Impact Categories and Classification of LCI Results to Impact Categories. En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp.17-37). Springer Netherlands
- Hauschild, M.Z., y Huijbregts, M.A.J. (2015). Introducing Life Cycle Impact Assessment. En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp.1-16). Springer Netherlands
- Klöpffer, W., y Grahl, B. (2014). *Life cycle assessment : (LCA) : a guide to best practice*. (W. Klöpffer, Ed.) (first). Weinheim,: Wiley-VCH. Recuperado de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat03043a&AN=bupn.00410429&site=eds-live>
- Levasseur, A. (2015). Climate Change. En M.Z. Hauschild y M.A.J. Huijbregts. (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (pp.38-50). Springer Netherlands
- PRé Consultants B.V. (2019). SimaPro (8.5.2.0). [Software]
- Rosenbaum, R.K. (2017). Selection of Impact Categories, Category Indicators and Characterization Models in Goal and Scope Definition. En M.A. Curran. (Ed.), *Goal and Scope definition in Life Cycle Assessment* (pp. 63-123). Springer Netherlands

ANEXO IV. RESULTADOS DE LA EICV DEL CASO PRÁCTICO

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO		FLUJO DE REFERENCIA
	<p>Lámina de lana de roca de 1 m² de superficie y 3,6 cm de espesor que proporciona una resistencia térmica de 1m²*(k/W)</p> <p>Límites del sistema: puerta-puerta Fuente del conjunto de datos: Ecoinvent</p>	<p>1,08 kg</p> <p>(No se incluye la masa del empaquetado)</p>
	RESULTADOS DE LA EICV EN BASE AL FLUJO DE REFERENCIA Y LOS DIFERENTES MODELOS DE CÁLCULO	
CALENTAMIENTO GLOBAL	CARACTERIZACIÓN (kg equivalentes de CO ₂)	NORMALIZACIÓN*
IMPACT 2002+ GWP500	1,423382	1,54380E-04
ILCD 2011 Midpoint V1.10 GWP100	1,423113	1,54351E-04
IPCC GWP 100a	1,532469	1,66211E-04
IPCC GWP 20a	1,843017	1,99893E-04
REDUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO	CARACTERIZACIÓN (kg equivalentes de CFC-11)	NORMALIZACIÓN*
ILCD 2011 Midpoint (NO _x)	3,59278E-05	1,66332E-03
ILCD 2011 Midpoint	8,88358E-08	4,11277E-06
FORMACIÓN DE SMOG FOTOQUÍMICO	CARACTERIZACIÓN (kg equivalentes de COVNM)	NORMALIZACIÓN*
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10	6,44655E-03	2,03361E-04
ILCD 2011 Midpoint+ Suiza	5,09736E-03	1,60800E-04
ACIDIFICACIÓN TERRESTRE	CARACTERIZACIÓN (moles equivalentes de H ⁺)	NORMALIZACIÓN*
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10	13,5954E-03	2,87429E-04
ILCD 2011 Midpoint+ Suiza	4,76424E-03	1,00724E-04
EUTROFIZACIÓN TERRESTRE	CARACTERIZACIÓN (moles equivalentes de N)	NORMALIZACIÓN*
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Suiza)	2,48499E-02	1,41192E-04
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Europa)	2,23305E-02	1,26878E-04
EUTROFIZACIÓN AGUA DULCE	CARACTERIZACIÓN (kg equivalentes de P)	NORMALIZACIÓN*
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Suiza)	1,50888E-03	1,01951E-03
ILCD 2011 Midpoint+ v1.10 (Europa)	5,17123E-04	3,49408E-04
*Expresada en función del impacto equivalente por persona media al año.		